



**Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Maestría en Geociencias, Programa de Desarrollo en Ciencias Básicas (PEDECIBA)**

Eutrofización del río Santa Lucía: Dinámica de nutrientes asociada al régimen hidrológico y a la intensificación productiva

Autora: Lic. Lucía Delbene Lezama

Orientador: Luis Aubriot

Tribunal: Dres. Mariana Meerhoff (CURE), Guillermo Chalar (F. Ciencias), Carlos Perdomo (F. Agronomía)

Tesis presentada para obtener el título de magíster en Magíster en Geociencias

Con apoyo de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII)

Diciembre de 2018

AGRADECIMIENTOS

Por el apoyo y soporte continuo, a Mamá, siempre.

*Por la **gran** comprensión, paciencia y guía, a mi tutor Luis.*

Por aguantarme quejas y desahogos, a mis amigos presentes: Ale, Lylieth, Caro y Mage.

y finalmente, por su sabia guía a mi tío Arturo y mi tía Talia.

RESUMEN

Los cambios en el uso de suelo hacia la intensificación productiva han sido una de las principales razones que han afectado la calidad de las aguas superficiales a nivel mundial. Dentro de estos, la agricultura ha sido identificada como la principal fuente difusa de nutrientes que alcanzan los cursos de agua. El transporte de nutrientes desde las diversas fuentes hacia éstos depende de varios factores que favorecen o limitan la conectividad del sistema hídrico. Por ejemplo, eventos de precipitación cortos y de alta intensidad, producen efectos erosivos importantes con el consecuente arrastre de sedimentos, nutrientes y contaminantes hacia los cursos de agua. Muchas veces, la carga neta transportada durante esos eventos supera la carga neta transportada bajo condiciones de flujo de base. En nuestro país, los principales cursos de agua presentan problemas de eutrofización. En marzo del 2013 ocurrió una floración de cianobacterias en algún punto de la cuenca del río Santa Lucía que afectó el agua potable (mal olor y sabor) del 60% de la población del país. Por su alcance, dicho evento tuvo gran repercusión social y atención mediática y derivó en un Plan de Acción con once medidas para la mitigación y protección y la declaración de una prioritaria para uso potable (zona A). Bajo este contexto, el objetivo general de este trabajo fue analizar los procesos que influyen en la calidad de agua de la cuenca del río Santa Lucía, en la zona de influencia de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes (zona A). Para esto, se midieron por un lado variables físico-químicas indicadoras de calidad de agua, concentración de clorofila *a* y el caudal (a través de *Acoustic Doppler Current Profiler RiverRay Pro*) en 8 sitios ubicados aguas arriba de la planta potabilizadora. Las mediciones fueron realizadas con una frecuencia cercana a la mensual, procurando abarcar un amplio rango hidrológico, a lo largo del 2015 completando un total de 12 muestreos y pudiéndose captar eventos de pulsos de caudal y de sequía. Por el otro, a través de la mayor serie de datos que se tiene actualmente de la cuenca del río Santa Lucía (2004-2016) se procesaron 12 años de datos de indicadores de calidad de agua y su relación con cambios en el uso del suelo. A través de este análisis, fue posible identificar la existencia de un proceso de eutrofización sostenido fuertemente asociado tendencias de intensificación productiva que se evidenció en el aumento de la superficie de cultivos en la mayoría de las subcuenas analizadas. El deterioro de la calidad de agua fue claro en los datos obtenidos durante el 2015 (condiciones de meso a hipereutróficas), destacándose la cuenca del arroyo Canelón y dentro de esta, el arroyo Canelón Chico por su particular deterioro. Además, fue posible determinar al menos tres sitios (arroyo Canelón Chico, y embalses Canelón Grande y Paso Severino) de elevado riesgo para la ocurrencia de floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico siendo la condición de bajo caudal la principal determinante. Junto al impacto de los usos del suelo en la calidad de las aguas, los resultados encontrados en este trabajo marcaron una fuerte influencia de las precipitaciones en el transporte de nutrientes hacia el sistema acuático. Durante los eventos de pulso de caudal, las cargas y los coeficientes de exportación fueron significativamente mayores a los valores acumulados totales transportados en condiciones de flujo de base remarcando la importancia de estos eventos concretos pero de alto impacto en la calidad del agua.

Palabras clave: río Santa Lucía, intensificación productiva, eutrofización, riesgo de floración

ABSTRACT

Increasingly intensive land use has been identified as one of the main reasons affecting the quality of freshwater worldwide. Among the intensive uses of the land, agriculture has been identified as the main diffuse source of nutrients that reach the water courses. Nutrient transportation from the sources to streams depends on several factors which can increase or limit the connectivity of the water system. For example, short and high intensity precipitation events produce significant erosion effects with their consequent drag of sediments, nutrients and pollutants to streams, where often the net load transported during those events exceeds the net load transported under base flow conditions. The main catchments in the country do present eutrophication conditions. In March 2013, a bloom of cyanobacteria occurred somewhere in the Santa Lucía basin that affected the drinking water supply (bad smell and taste) of 60% of the country's population. Because of its scope, this event had great social repercussions and media attention. As a result, an Action Plan with eleven mitigation and protection measures and the declaration of an A (priority, for drinking) area was made. In this context, the main objective of this work was to analyze the processes that influence the water quality of the Santa Lucía catchment, in the area of influence of the water treatment plant Aguas Corrientes (zone A). To achieve it, physicochemical variables indicating water quality, chlorophyll *a* concentration and flow rate (through Acoustic Doppler Current Profiler RiverRay Pro) were measured at eight points located upstream of the water treatment plant. Measurements were made among 2015 with an almost to monthly frequency, trying to cover a wide hydrological range, completing a total of 12 samplings and being able to capture events of high flow pulses and drought. On the other hand, through the largest series of data currently available in the Santa Lucía river basin (2004-2016), 12 years of water quality indicators and their relation with land use changes were processed. Through this analysis a constant eutrophication process was identified in most of the analyzed sampling sites and it showed a strong association with areas where productive intensification (reflected in an increasing crop area) has occurred. This deteriorated state was clearly reflected in the data obtained during 2015 (meso to hypereutrophic conditions), standing out Canelón basin and within it, the Canelón Chico stream due to its extreme deterioration state. Additionally it was possible to identify at least three sites (Canelón Chico stream and Canelón Grande and Paso Severino reservoirs) of high risk for the occurrence of potentially toxic phytoplankton blooms, with the low flow condition being the main determinant variable. In addition to land uses impacts, the results show a strong precipitations influence on water quality through its control in the transport of nutrients to the aquatic system. During flow pulse events, loads and export coefficients were significantly greater than the total accumulated values transported under base flow conditions, highlighting the importance of these specific events but of high impact on water quality.

Key words: *Santa Lucia river, productive intensification, eutrophication, bloom risk*

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	ii
RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
CONTENIDO	v
1. Introducción	1
1.1. Marco teórico	1
1.2. Antecedentes	4
1.3. Justificación	5
1.4. Objetivos	6
1.4.1. Objetivo general	6
1.4.2. Objetivos Específicos	6
1.5. Hipótesis de trabajo y predicciones	7
2. Materiales y métodos	9
2.1 Área de estudio	9
2.2. Muestreos de campo	9
2.3. Análisis de laboratorio.....	11
2.4. Usos de suelo y sistema de información geográfica	12
2.5. Datos meteorológicos	14
2.6. Análisis de datos del período diciembre 2014 diciembre 2015	14
2.6.1. Caracterización general de los sitios de muestreo según el análisis de las variables físico-químicas.....	15
2.6.2. Construcción de índices de calidad de agua y análisis	15
2.6.3. Evaluación del aporte de nutrientes de la cuenca	16
2.6.4. Cálculo de cargas y coeficientes de exportación.....	17
2.6.5. Relación de la cobertura de suelo 2015 con las variables ambientales.....	17
2.7. Generación, tratamiento y análisis de la base de datos 2004-2016	18
3. Resultados (parte I): Estado de situación de la calidad del agua (2015)	20
3.1. Caracterización hidrológica	20
3.1.1. Condiciones meteorológicas	20
3.1.2. Condiciones hidrológicas.....	20
3.1.3. Aportes relativos de caudal.....	22

3.2. Caracterización físicoquímica de los sitios de muestreo y variabilidad temporal	23
3.3. Clasificación de los sitios de muestreo según la calidad de agua	30
3.4. Cargas y coeficientes de exportación.....	32
3.5. Respuesta de la concentración de nutrientes a las variaciones de caudal	36
3.6. Usos de suelo: estado de la situación para el año 2015	39
4. Resultados (parte II): Series temporales 2004-2016	42
4.1. Consideraciones generales.....	42
4.2. Caracterización de los sitios de estudio en el período 2004-2016.....	42
4.3. Tendencias temporales 2004-2016: cambios en el uso del suelo y en la concentración de nutrientes	44
5. Discusión	51
5.1. Estado trófico y su vínculo con las coberturas de suelo	51
5.2. Variabilidad temporal de factores abióticos y su relación con el riesgo potencial de floraciones algales	54
5.3. Dinámica temporal de transporte de nutrientes	56
5.3.1. Caracterización de los tipos de fuentes de nutrientes.....	58
5.3.2. Transporte de fósforo y biodisponibilidad	60
5.4. Eutrofización histórica de la cuenca del río Santa Lucía en la Zona A prioritaria	61
6. Conclusiones	63
7. Perspectivas	65
8. Bibliografía	67
ANEXO I: Equivalencias de códigos.....	75
ANEXO II: Datos complementarios Resultados I.....	77
ANEXO III: Datos complementarios Resultados II.....	91

1. Introducción

1.1. Marco teórico

La actual hegemonización de modelos de desarrollo dependientes de una intensificación productiva constante y extracción de recursos naturales ha llevado al planeta a una situación ambiental crítica (Gudynas, 2015). Tal ha sido el impacto humano sobre el planeta que ha sido establecido que el siglo XX inaugura una nueva era geológica cuya particularidad es que se coloca a la acción humana como la principal fuerza de cambio en la dinámica planetaria equiparándola a la grandes fuerzas geológicas (Crutzen & Stoermer, 2002; Crutzen, 2002; Fernández Durán, 2010). Esta nueva era, producto de un despliegue sin precedentes del sistema urbano-agro-industrial y del crecimiento de la población mundial fue denominada Antropoceno por el Nobel de química Paul J. Crutzen (Davis, 2008).

En este contexto de gran desgaste ambiental, los ecosistemas fluviales se encuentran entre los más afectados (Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003; Carpenter et al., 2011). Los impactos antrópicos sobre los ríos y arroyos se producen a través de múltiples procesos actuando en diferentes escalas espaciales. Desde la planetaria, a través de los diversos cambios globales, hasta los segmentos de río y microambientes (Allan et al., 1997), los cambios en el uso de la tierra y la industrialización son los principales agentes que alteran la calidad de agua en todo el mundo (Allan, 1995; Vörösmarty, et al., 2010).

La eutrofización, aporte excesivo de nutrientes y sus efectos (Esteves, 1988; Khan & Ansari, 2005), es uno de los principales problemas que afectan la calidad de las aguas superficiales en la actualidad, causando daños ambientales, económicos y sociales (Allan, 1995; Allan et al., 1997; Woodward et al., 2012; Bouwman et al., 2013). En este sentido, ya en 1998, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos publicó que el 40% de los problemas reportados de calidad de agua son causados por el enriquecimiento de nutrientes, en general de nitrógeno y fósforo (EPA, 1998).

A través de sus principales efectos en el ecosistema acuático (hipoxia o anoxia, pérdida de biodiversidad, crecimiento excesivo de productores primarios como las floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico, entre otros), la eutrofización compromete a la biodiversidad que habita o depende de dichos ecosistemas (Allan, 1995; Khan & Ansari, 2005; Woodward et al., 2012). Además, constituye el principal problema que afecta a las fuentes de agua potable para la humanidad ya que aumenta los costos de tratamiento, dificulta el proceso de potabilización y limita los usos humanos de la misma (Khan & Ansari, 2005; Davis & Koop, 2006; Woodward et al., 2012). Esta situación se vuelve más crítica, si tenemos en cuenta que, una vez que se alcanza cierto nivel trófico se desencadena una serie de procesos retroalimentados que dificultan la reversión a estados menos enriquecidos (Esteves, 1988; Allan, 1995; Bonilla, 2008).

Aunque comúnmente se menciona al fósforo como el nutriente limitante por excelencia de los ecosistemas límnicos y, por lo tanto, se identifican los aportes de éste como la principal causa de eutrofización (Schindler, 1977; Esteves, 1988; Allan, 1995; Khan & Ansari, 2005, Davis & Koop, 2006; Schindler et al., 2008), diversos estudios también señalan la importancia de los aportes de nitrógeno en el mantenimiento de altas productividades primarias una vez que la limitante de fósforo no existe (Arrigo, 2005; Khan & Ansari, 2005; Davis & Koop, 2006; Dolman et al., 2012; Davis et al., 2015; Xu et al., 2010; Paerl et al., 2014; Paerl et al. 2016; Aubriot y Bonilla 2018).

El aumento del estado trófico de un sistema acuático es el resultado de aportes externos (materiales arrastrados por la acción de la precipitación y erosión de la cuenca, uso de fertilizantes, vertido de efluentes industriales y domésticos; Khan & Ansari, 2005; Mendiguchía et al., 2007) e internos (por descomposición de la materia orgánica, liberación de nutrientes a través de mecanismos físicos y químicos en el sedimento, etc.; Esteves, 1988). Sin embargo, los aportes externos, que pueden ser de origen natural o antrópico, constituyen la principal fuente de materia orgánica y de nutrientes para la producción primaria dentro un río (Allan, 1995).

Si bien las fuentes naturales de materia orgánica y nutrientes son de gran importancia en aquellas cuencas con poco o nulo impacto humano, en cuencas con cierta influencia antrópica estas suelen ser mínimas en comparación con los aportes de origen artificial (Mendiguchía et al., 2007; Withers & Jarvie, 2008; Seitzinger et al., 2010). Estas fuentes artificiales de nutrientes suelen ser clasificadas en dos tipos: puntuales y difusas (Withers & Jarvie, 2008). En general, las fuentes puntuales se caracterizan por estar espacialmente localizadas en un punto concreto, ser de flujo relativamente continuo, poco influidas por eventos de precipitación y poseer una concentración de nutrientes relativamente constante con mayor predominio de las formas disueltas (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008). Las principales fuentes de este tipo suelen ser las descargas industriales y los efluentes de ciudades (Withers & Jarvie, 2008). Por su parte, como su nombre lo indica, las fuentes difusas no se localizan en un sitio concreto sino que alcanzan los cursos de agua a través de un área extensa, por escurrimiento superficial o subsuperficial (Withers & Jarvie, 2008). Los aportes de este tipo suelen ser episódicos, dependientes de eventos de precipitación y por lo tanto, adquieren cierto carácter estacional (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008). La concentración de nutrientes suele ser variable y en general existe un mayor predominio de las formas particuladas ya que muchos se encuentran asociados a partículas de suelo (Withers & Jarvie, 2008).

Diversos estudios han identificado a las actividades agrícolas como la principal fuente difusa de nutrientes debido, sobre todo, a la aplicación de fertilizantes (Karr & Schlosser, 1978; Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003; Ahearn et al., 2005; Khan & Ansari, 2005; Chambers et al., 2006; Freeman et al., 2007; Woodward et al., 2012). Por ejemplo, en el 2006 la U.S Geological Survey estimó que los ríos de cuencas agrícolas transportan un porcentaje elevado del nitrógeno y del fósforo que se aplica anualmente (más del 50% y 20% respectivamente) (Mueller & Spahr, 2006). En muchos casos, la sobrefertilización del suelo es tal, que aunque se detuviese la aplicación de fertilizantes, los aportes de fósforo, luego de la última aplicación, podrían continuar durante un período prolongado de tiempo (Schulte et al., 2010). Resultados similares han sido encontrados para el caso de cuencas con pasturas mejoradas (Withers et al., 2007). Finalmente, entre las fuentes de carácter difuso y puntual existen otras de características intermedias, como los aportes de posos sépticos, el escurrimiento generado en rutas y caminos, y las descargas de establecimientos de engorde de ganado (*feedlots*) (Withers & Jarvie, 2008).

El transporte de nutrientes desde las diversas fuentes hacia los cursos de agua depende de varios factores que favorecen o limitan la conectividad del sistema hídrico (Meixner et al., 2007; Jarvie et al., 2010; Mellander et al., 2015). El clima, la topografía, la edafología, la cobertura del suelo y el tipo de uso que se haga del mismo son algunos de los factores que determinan la hidrología y en consecuencia la intensidad del arrastre y transporte de materiales a los sistemas acuáticos (Ahearn et al., 2005; Chambers et al., 2006; Mellander et al., 2012; Bowman et al., 2013; Mellander et al., 2015). Por lo tanto, muchos autores entienden que la hidrología es la principal variable que determina el transporte de nutrientes hacia y dentro de los cursos de agua, controlando la disponibilidad de los mismos para las comunidades acuáticas (Ahearn et al., 2004; Meixner et al., 2007; Mellander et al., 2015). Por ejemplo, eventos de precipitación cortos y de alta intensidad producen efectos erosivos importantes

con consecuente arrastre por escorrentía de sedimentos, nutrientes y contaminantes hacia el cauce principal aumentando los aportes difusos (Allan, 1995; Davis & Koop, 2006; Ye et al., 2012). Según varios estudios (Gentry et al., 2007; Sharpley et al., 2008; Mellander et al., 2012), el transporte de nutrientes durante eventos de precipitación extremos, hacia los ríos, puede ser altamente significativo e incluso comprender la mayoría de los aportes recibidos (Sharpley et al., 2008; Ye et al., 2012). Según Sharpey et al. (2008) estos eventos pueden llegar a dominar el transporte tanto a nivel superficial y subsuperficial, así como también el subterráneo (Mellander et al., 2012). Por su potencial capacidad de trasladar los nutrientes del sistema terrestre al acuático, estos sucesos, aunque sean infrecuentes, deben considerarse como de alto impacto (Sharpley et al. 2008; Mellander et al., 2012). Por ejemplo, Meixner et al. (2007) midieron durante dos años (2001-2002) las concentraciones de nutrientes durante flujos de base y de tormenta en el suelo, tanto en la precipitación como en el río San Pedro ubicado en una región semi-árida (sureste de Arizona) con escasa agricultura desarrollada. Durante el primer pulso de de caudal de cada año, la concentración de carbono orgánico disuelto en el curso de agua dobló o triplicó las concentraciones en condiciones de flujo de base y la concentración de nitrato aumento en dos órdenes de magnitud. Además, la magnitud del aporte de nutrientes recibidos por el agua subterránea dependió de las condiciones del pasado. Luego de un año seco, el pulso de de caudal aportó mayores cantidades de nutrientes que luego de un año húmedo, ya que las escasas lluvias permitieron la acumulación de los mismos en el suelo. Este hecho resalta la importancia de la variabilidad estacional e interanual de la hidrología en los patrones de transporte de nutrientes o su acumulación en el suelo (Meixner et al., 2007). Gentry et al. (2007) cuantificaron el principal modo de transporte de fósforo desde los campos hacia los cursos de agua en tres ríos en cuencas predominantemente agrícolas ubicadas en el mediooeste estadounidense. A pesar que la concentración media anual total de fósforo, tanto particulado como disuelto, mostró gran variabilidad año a año se correspondió de manera general con la precipitación anual. Dichos autores determinaron un aumento de la concentración de fósforo total y fósforo disuelto a más de 2000 µgP/L durante pulsos de caudal, y disminuyendo a 50 µg P/L durante períodos de flujo de base. En este estudio, los eventos de precipitación más extremos fueron los que aportaron mayores cargas de fósforo total asociados al transporte de sedimentos.

Mediante el análisis de una serie temporal de datos de alta resolución, Mellander et al. (2012) estudiaron en detalle el transporte y las vías de transferencia de nitrógeno y fósforo en cuatro cuencas irlandesas con diferente uso de suelo y drenaje. En las cuencas con drenaje pobre a moderado, el flujo superficial durante los eventos de inundación representó un 55% del total y el fósforo total transportando por esta vía un 88%, siendo éste el nutriente mayormente transportado. El nitrógeno en este tipo de cuencas, mostró evidencias de transportarse mayormente por escorrentía superficial. Por otro lado, en las cuencas con suelos bien drenados, el transporte subterráneo fue la principal vía de transporte de nitrógeno total oxidado (por encima del 97%), del fósforo reactivo y el fósforo total (por encima al 63%). Sin embargo, a pesar de que en estas cuencas, el flujo superficial durante los pulsos de caudal solo correspondió al 2-8% del total, durante estos eventos fueron transportados más del 50% de los nutrientes, evidenciando la alta eficiencia de éstos en su transporte (Mellander et al., 2012). Los resultados de este estudio, así como los otros mencionados, aportan evidencia de la importancia de eventos de flujos altos de corta duración en el transporte total de nutrientes desde el sistema terrestre al acuático. Así como también, modelos hidrológicos muestran diferencias significativas en la capacidad de retención de nutrientes de los ríos entre flujos de base y de tormenta influyendo en el transporte de nutrientes dentro del curso de agua (Ye et al., 2012).

Una vez alcanzado el curso de agua, ocurren una serie de procesos vinculados al caudal, que influyen la concentración de los nutrientes en el agua y su biodisponibilidad para ser

utilizados por los productores primarios (Ahearn et al., 2005; Davis & Koop, 2006; Kearney et al., 2013). Por ejemplo, tiempos de residencia mayores, como se dan en condiciones de flujo de base o sequías, pueden favorecer procesos de retención de nutrientes ya que, por un lado, favorecen la decantación de sedimentos, así como también el crecimiento de productores primarios que los incorporan en su biomasa (Ahearn et al., 2005; Davis & Koop, 2006). Mientras que, durante condiciones de alto caudal como las que se dan durante flujos de caudal, la capacidad de reciclado y retención de nutrientes del ecosistema muchas veces se pierde y éste pasa incluso a ser exportador (Kearney et al., 2013).

Las investigaciones mencionadas arriba demuestran que los eventos extremos de corta duración son importantes determinantes en la carga de nutrientes totales que reciben los ríos y en su capacidad de retención. Más aún, si se considera el contexto actual de cambio climático y las proyecciones de los modelos de un aumento en intensidad y frecuencia de precipitaciones extremas en ciertas regiones, como el este de América del Norte y del Sur (Milly et al., 2005; IPCC, 2007).

Si bien es esperable que los cambios en la temperatura tengan por sí mismos grandes impactos sobre la integridad ecológica de los ríos (Kaushal et al. 2010), varios estudios sostienen que los cambios en el régimen hídrico afectarán de forma más relevante a todo el ecosistema lótico, Ficklin et al. (2010) utilizaron el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para cuantificar el impacto del cambio climático (CC) en la pérdida de nutrientes y pesticidas en la cuenca del río San Joaquin, California (cuenca mayoritariamente agrícola). El modelo SWAT, permite incluir al CC ya que admite incorporar variables como CO₂, temperatura y precipitación y cuantificar; entre otras cosas la escorrentía producida (Ficklin et al. 2010). Sus resultados muestran que, de las tres variables mencionadas, la precipitación es la que tiene mayor impacto en el transporte de nutrientes y fitosanitarios hacia los ríos, aunque todas influyen en mayor o menor medida. En general, el aumento de la precipitación, en un escenario de temperatura y el CO₂ constante, provoca un aumento del transporte de los todos los compuestos analizados en la escorrentía agrícola. Por ejemplo, para un aumento de la precipitación de un 20%, los autores encontraron que la concentración de nitrato transportado en la escorrentía era un 40% mayor que en el escenario de referencia. Marcarelli et al. (2010) analizaron cuanto, los patrones de metabolismo de algunos ríos de orden 5 de Estados Unidos, eran afectados por la temperatura y el régimen hídrico y como podría ser afectado por los cambios esperados en ambas variables en el contexto del CC. Los autores encontraron que el metabolismo, es decir almacenamiento (producción primaria) y procesamiento (respiración) de la materia orgánica y de los nutrientes, estaba fuertemente correlacionado con las variaciones en el flujo, aumentando la respiración durante los pulsos de caudal y la producción primaria bruta durante los flujos de base. Dependiendo esta última en mayor medida de los cambios en el régimen hídrico que de variaciones en la en la temperatura. Estos escenarios predicen, por lo tanto, graves consecuencias en la calidad del agua (Meixner et al., 2007; PNUMA, 2007; Marshall & Randhir, 2008).

1.2. Antecedentes

Los principales cursos de agua del país presentan problemas de eutrofización identificados hace más de una década (Arocena et al., 2008; González-Piana et al., 2011; Bonilla et al., 2015), lo que ha provocado pérdida de biodiversidad (Arocena et al., 2008; Delbene, 2010; Teixeira de Mello, 2007), problemas estéticos y sanitarios (Delbene et al., 2011) y un mayor costo de la potabilización del agua (Arocena et al., 2008).

En particular, la cuenca del río Santa Lucía es de extrema importancia ya que suministra agua potable al 60% de la población del país (Achkar et al., 2014). Por esta razón, un sector de la

cuenca ha sido recientemente declarado por el Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) como zona A “prioritaria sensible” cuyo objetivo preponderante es “fuente de agua potable” (MVOTMA, 2015a).

Debido a su importancia, esta cuenca ha sido históricamente objeto de diversos estudios que evalúan la calidad de sus aguas y los procesos que la afectan. Dichos estudios evidencian problemas de eutrofización en sus embalses (Arocena et al., 2008) y arroyos (Canelón Grande y Chico; Arocena et al., 2008; Chalar et al., 2013), asociados fuertemente con la influencia del uso de suelo (Chalar et al., 2013; Chalar et al., 2017).

Por otro lado, el (MVOTMA) en colaboración con Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) realizaron un proyecto sobre control de contaminación y gestión de la calidad de agua en la cuenca, cuyo informe se publicó en el 2011 (JICA-MVOTMA, 2011) y recopila toda la información existente sobre la cuenca del río Santa Lucía desde el 2004 hasta el 2009. Entre otras cosas, se realizó un análisis las cargas de contaminación provenientes de diferentes categorías de fuentes. Se determinó que un 80% de la contaminación proviene de fuentes difusas (fertilizantes y desechos animales de tambos). La contaminación proveniente de fuentes domésticas e industriales, en cuanto a la carga, son de menor relevancia que las antes mencionadas, sin embargo generan un deterioro puntual significativo (JICA-MVOTMA, 2011; Aubriot et al., 2013).

1.3. Justificación

Si bien las floraciones de fitoplancton ocurren con mayor frecuencia en lagos por los mayores tiempos de residencia y estabilidad de la columna de agua, eventos de floraciones ocurridas en ríos han sido anteriormente documentados para la región (Bonilla, 2009; Chalar et al., 2014; Bonilla et al., 2015; Chalar et al., 2015). En el actual contexto del país es esperable que aumente la ocurrencia de las condiciones favorables para el crecimiento de estos organismos en ríos. Por un lado, debido a la tendencia actual a la intensificación productiva (DINAMA, 2014; OPP, 2015) los aportes de nutrientes a los sistemas límnicos están aumentando y habiendo sido identificados por estudios previos como una de las principales causas del aumento en la frecuencia de floraciones en el país (Mazzeo, et al., 2002; Chalar, 2009; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Por el otro, con la reciente modificación de la ley 16.858 (Uruguay, 2017), que promueve la creación de represas para fines de riego, se favorecerá la generación de las condiciones físicas para el crecimiento del fitoplancton (Davis & Koop, 2006; Paerl & Huisman, 2009; Bonilla et al., 2015; Fernández et al., 2016).

En aguas con alto contenido de nutrientes como las que presentan la mayor parte de los cursos de agua de la cuenca del río Santa Lucía (Arocena et al., 2008; JICA-MVOTMA, 2011; Chalar et al., 2013; Aubriot et al., 2013), bajo ciertas condiciones (aguas calmas, intensa luz y alta temperatura) se puede producir su crecimiento excesivo (Bonilla, 2009). En marzo del 2013, ocurrió una floración de cianobacterias en algún punto de la cuenca del río Santa Lucía que afectó el agua potable (mal olor y sabor) del 60% de la población del país. Por su alcance, dicho evento tuvo gran repercusión social y atención mediática y derivó en un Plan de Acción (MVOTMA, 2015b, Aubriot et al., 2017b) con medidas para mitigar los aportes de nutrientes. Las mismas, fueron efectivizadas a partir del 2014. En general el crecimiento de estos organismos en sistemas lóticos está limitado por la disponibilidad de ciertos nutrientes, como nitrógeno y fósforo, así como por la baja estabilidad de la columna de agua, disponibilidad de luz y bajas temperaturas.

Si bien la cuenca ha sido extensamente estudiada y diversos organismos públicos competentes como la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) y la empresa pública potabilizadora del agua Obras Sanitarias del Estado (OSE) realizan monitoreos periódicos de nutrientes e

indicadores de calidad de agua, en la actualidad, existe un vacío de información ya que dichos sistemas de monitoreo no captan la variabilidad hidrológica del sistema y su influencia en el transporte de nutrientes debido a que en general los caudales no son medidos de manera precisa y los monitoreos suelen realizarse bajo condiciones de flujo de base. Aunque existen antecedentes donde se han medido caudales con precisión y cargas de nutrientes en cursos de agua menores de la cuenca (Goyenola et al., 2015 a y b; Chalar et al., 2017) ninguno se ha hecho en el área de influencia de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes los (zona A). Por lo tanto, hasta el momento se carece de medidas de flujo de precisión que permitan cuantificar las cargas totales que transporta el río (concentración en función del tiempo, normalizado por el caudal) y los coeficientes de exportación de las diferentes subcuencas. Estas medidas permiten cuantificar el transporte real de contaminantes, su variabilidad asociada a eventos climáticos y la influencia de los diferentes usos de suelo en la calidad de las aguas superficiales. Como se desprende de los ejemplos presentados a lo largo de la introducción, esta información es clave para entender la dinámica de nutrientes que determina la calidad de las aguas superficiales así como también permite detectar la ocurrencia de condiciones ambientales de riesgo que favorezcan la ocurrencia de floraciones de cianobacterias.

Por otro lado, hasta el 2017 (Aubriot et al., 2017b) tampoco había sido estudiada la evolución del proceso de eutrofización ocurrido en la cuenca en relación directa con las tendencias históricas de los cambios en las coberturas de suelo. Esta información es un insumo vital a la hora de pensar medidas de gestión para la mitigación de la contaminación de la principal fuente de agua potable del país.

Finalmente, se espera que ocurran algunas sinergias bajo escenarios de cambio climático probables para la región, que profundicen los efectos negativos de los cambios en el uso de suelo e intensificación productiva ya mencionados debido al aumento del transporte de contaminantes hacia los cursos de agua producto del aumento esperable en la frecuencia de eventos extremos de precipitación entre otros (Meixner et al., 2007; PNUMA, 2007; Paerl & Huisman, 2008; Marshall & Randhir, 2008; Sinha et al., 2017).

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Analizar los procesos, actuales e históricos, que influyen en la calidad de agua de la cuenca del río Santa Lucía, en la zona de influencia de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes (zona A). Se espera además, aportar de forma significativa al conocimiento de los procesos que contribuyen en la ocurrencia de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, permitiendo la detección temprana de situaciones riesgosas.

1.4.2. Objetivos Específicos

- a) Determinar el estado trófico previo a la implementación de las medidas de mitigación del MVOTMA (2015b) en la zona de influencia de la planta potabilizadora de aguas Corrientes (zona A), mediante indicadores físico-químicos e índices de calidad de agua.
- b) Identificar los factores hidrológicos y físico-químicos que generan mayor riesgo de eventos de floración mediante la evaluación de su influencia en indicadores pigmentarios de fitoplancton.
- c) Analizar la influencia del régimen hidrológico en las cargas totales y coeficientes de exportación de nutrientes y concentración de clorofila *a* en la zona A.

- d) Analizar el efecto de los cambios en los usos del suelo en los indicadores de calidad de agua en un gradiente hidrológico.
- e) Evaluar la evolución de la eutrofización del río Santa Lucía y arroyos Canelón Grande y Chico mediante el análisis de la mayor serie temporal de datos recopilada para la cuenca (2004-2016).

1.5. Hipótesis de trabajo y predicciones

H1. Eventos de floraciones como el ocurrido en el año 2013 reflejan problemas graves de contaminación y procesos de eutrofización avanzados en los dos tributarios que descargan sus aguas en la zona de influencia de la planta potabilizadora de aguas corrientes (zona A).

P1.a La mayor parte de los sitios de estudio presentan problemas de calidad de agua vinculados a procesos de eutrofización.

P1.b. A mayor concentración de nutrientes mayor concentración de clorofila *a*.

H2. El caudal afecta la estabilidad de la columna de agua y por lo tanto será determinante para el crecimiento de fitoplancton.

P2. Sitios con caudales bajos presentarán mayor concentración de clorofila *a* (indicador indirecto de biomasa de fitoplancton)

H3.El uso de la tierra tiene impacto sobre la calidad del agua ya que afecta directamente la carga de contaminantes que puede alcanzar los cursos de agua.

P3.a. Mayor concentración de materiales (nutrientes, de sedimentos, materia orgánica) en el agua en las cuencas con usos de suelo más intensivos (predominio agrícola).

P3.b. Índices de estado trófico y de calidad de agua señalan mayor deterioro en cuencas con usos de suelo más intensivos.

P3.c. Cuencas con predominio agrícola tendrán mayores coeficientes de exportación de contaminantes.

H4.El régimen hídrico influye en la conectividad del sistema límnic afectando el transporte de materiales desde la zona terrestre hacia la acuática y luego, dentro de curso de agua, y en consecuencia tendrá efectos en la calidad de las aguas.

P4. Durante eventos de pulsos de caudal el sistema terrestre y el acuático estarán más conectados y por lo tanto aumentos en el caudal serán acompañados de aumentos en la concentración de contaminantes de origen difuso.

H5. El efecto del régimen hídrico sobre la concentración de contaminantes será distinto según el tipo predominante de fuente en la cuenca.

P5. En cuencas con predominio de fuentes difusas un aumento del caudal tenderá a aumentar la concentración de contaminantes. Mientras que si el tipo de fuente predominante es puntual aumentos en el caudal diluirán las concentraciones.

H6. El proceso de intensificación productiva ocurrido en el área de estudio durante los 12 años analizados tiene efectos directos en la calidad del agua.

P6. La variación temporal de los parámetros indicadores de eutrofización acompañarán los cambios en la intensificación productiva.

2. Materiales y métodos

Los muestreos y los análisis físico-químicos fueron realizados en el marco del proyecto *Implementación de medidas de detección temprana de cianobacterias planctónicas en el Río Santa Lucía*, producto del convenio entre Obras Sanitarias del Estado (OSE) y la Facultad de Ciencias, Sección Limnología, a cargo de Luis Aubriot y Sylvia Bonilla. El Período de ejecución del mismo fue de octubre 2014 a marzo 2016.

2.1 Área de estudio

La cuenca del río Santa Lucía se encuentra al sur del país (entre los 33°42'18"-34°50'24" latitud sur y entre los 54°59'24"- 57°07'11" de longitud oeste), abarcando parte de los departamentos de Montevideo, Canelones, San José, Flores, Florida y Lavalleja. Siendo la tercera en extensión, ocupa una superficie de 13432 km² (Achkar et al., 2014). Si bien en ella habita un 11,7% de la población del país (censo nacional 2011), la cuenca abastece de agua para consumo al 60% de ésta, convirtiéndola en una cuenca de extrema importancia (Teixeira de Mello, 2007; Achkar et al., 2014). El área seleccionada para este estudio comprende la porción de la cuenca del río Santa Lucía aguas arriba de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes y por lo tanto es determinante la calidad del agua bruta de la toma. Esta zona abarca parte de la cuenca del río Santa Lucía y la cuenca del arroyo Canelón.

La trama hídrica está compuesta por el curso principal del río Santa Lucía, que recibe como tributarios principales en su margen occidental al río Santa Lucía Chico y al río San José y al Canelón Grande por la margen oriental. En la mayor parte de su superficie, el relieve no supera los 100m de altitud, y las alturas máximas están entre los 200 y 300 m.s.n.m. La cuenca drena hacia el estuario del Río de la Plata (Achkar et al., 2014).

La cuenca está compuesta de sistemas lóticos y mixtos (embalses). Dentro de éstos últimos, el embalse de Paso Severino, en la sub cuenca del río Santa Lucía Chico y el embalse Canelón Grande en la sub cuenca del arroyo homónimo son los más relevantes. El primero, con una capacidad de 70 millones m³ de agua y una extensión de 20 km², es el principal reservorio de agua potable que abastece aguas abajo a la planta potabilizadora de agua Aguas Corrientes. Mientras que el segundo, abastece la planta potabilizadora en menor medida, ya que fue originalmente creado con fines de riego (Arocena et al., 2008). Dicho embalse ocupa un área de 8,38 km² y posee un volumen de 22,5 millones de m³ (Arocena et al., 2008).

Los principales usos del suelo de la cuenca determinados hasta 2011, en orden decreciente de extensión, son: ganadero (que incluye ganadería extensiva, intensiva y lechería) 71,3%, agrícola (16,0%), forestal (4,2%), urbanización e industrias (1,1%). El resto de la superficie (7,2%) está ocupada por vegetación nativa, humedales cuerpos de agua y afloramientos rocosos (Achkar et al., 2014).

2.2. Muestreos de campo

Los muestreos se realizaron entre diciembre del 2014 y diciembre del 2015, con una frecuencia de aproximadamente 20 días en primavera, verano y otoño y mensual en invierno. En total, se realizaron 96 muestreos distribuidos en 12 campañas, cada una, de dos días de duración (tabla 2.1). Los mismos fueron realizados en ocho sitios, distribuidos aguas arriba de la estación potabilizadora de OSE Aguas Corrientes. Los sitios se ubican sobre los ríos Santa Lucía Chico, Santa Lucía, arroyos Canelón Grande y Canelón Chico y los embalses de Paso Severino y Canelón Grande (figura 2.1). En la tabla 2.2 se detalla información de cada uno.

Tabla 2.1. Fechas en que fueron realizados los muestreos. Las estaciones 1.SL, 2.CBZ, 3.EC y 4.EPS se muestrearon el primer día mientras que las estaciones 5.FM, 6.SR, 7.PP y 8.ESC se muestrearon el segundo día.

Nº Campaña	Día 1	Día 2
1	03/12/14	04/12/14
2	22/12/14	23/12/14
3	14/01/15	15/01/15
4	03/02/15	04/02/15
5	24/02/15	25/02/15
6	17/03/15	18/03/15
7	19/05/15	20/05/15
8	16/06/15	17/06/15
9	10/09/15	11/09/15
10	21/10/15	22/10/15
11	25/11/15	26/11/15
12	15/12/15	16/12/15



Figura 2.1. Estaciones de muestreo dentro de la cuenca del Río Santa Lucía, aguas arriba de la estación potabilizadora de OSE Aguas Corrientes (por nomenclatura de los códigos de cada sitio ver tabla 2.2). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía) (rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). En el detalle de la derecha, con un círculo blanco, se indica la ubicación de Aguas Corrientes.

Tabla 2.2. Nomenclatura de las estaciones de muestreo y coordenadas. De aquí en adelante se utilizarán estos códigos para referenciarlas.

Nombre del sitio de muestreo	Código	Coordenadas (UTM)	
		X	Y
Río Santa Lucía	1.SL	555639,7	6181620,0
A. Canelón Grande	2.CBZ	556636,2	6181952,8
Embalse Canelón Grande	3.EC	567099,4	6186503,8
Embalse Paso Severino	4.EPS	563881,3	6208427,7
Fray Marcos	5.FM	616039,5	6213071,8
San Ramón	6.SR	596211,6	6206149,1
Paso Pache	7.PP	568990,2	6197209,8
Arroyo Canelón Chico	8.ESC	565921,3	6182292,0

Para la caracterización fisicoquímica de cada sitio de muestreo se utilizó la sonda multiparamétrica *Horiba U-52G* para medir las siguientes variables: coordenadas del sitio, profundidad, temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto (OD), potencial de óxido reducción y turbidez. Para los sistemas lóticos, se realizaron mediciones en superficie y fondo, mientras que para los embalses se realizaron perfiles cada 50 cm. Además, en estos últimos se determinó el coeficiente de extinción de la luz (Kd) con fotorradiómetro *Li-Cor* esférico, cada 10 cm.

En cada estación se colectaron tres réplicas de agua subsuperficial para determinación de nutrientes en laboratorio y clorofila *a* por extracción. Además, para los embalses se tomaron 3 réplicas de fondo con botella *Van Dorn* horizontal.

A excepción de los embalses, cuyos datos de caudal fueron aportados por la OSE, para cada punto de muestreo se realizaron mediciones acústicas de caudal total (m^3/s) con un *Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) RiverRay Pro*. Para la cuantificación del caudal promedio y desvío estándar se realizaron de 3 a 5 transectas perpendiculares al flujo.

2.3. Análisis de laboratorio

Una vez en el laboratorio, parte de las muestras fueron filtradas (filtros *MGF Munktell* de fibra de vidrio) para poder discriminar entre fracciones totales y disueltas y los sólidos y concentraciones de materia orgánica en suspensión (SST y MOS respectivamente).

Los sólidos totales en suspensión y materia orgánica en suspensión se determinaron por el método gravimétrico, e ignición-gravimétrico, respectivamente (Strickland & Parsons, 1972; APHA, 1995). A partir de estos datos se calculó el porcentaje de materia orgánica en suspensión.

La determinación de la concentración de nutrientes totales y disueltos se realizó a través de métodos colorimétricos y espectrofotometría.

El amonio (NH_4) se determinó por el método de azul de idofenol, el nitrito (NO_2-N) sulfanilamida, nitrato (NO_3) por salicilato de sodio-tartrato de sodio y potasio, amonio (NH_4-N) por azul de idofenol, fosfato (PO_4) por molibdato de amonio-ácido ascórbico y el fósforo y nitrógeno total (PT y NT respectivamente) por oxidación con persulfato de potasio-ácido bórico (Strickland & Parsons, 1972; APHA, 1995).

Los límites de detección y la precisión de los métodos de análisis de nutrientes son: NH_4 : 2,5 – 1,0 $\mu g N/L$; NO_2 : 2.5–0.3 $\mu g N/L$; NO_3 : 50–5 $\mu g N/L$; PO_4 : 10–1 $\mu g P/L$; PT: 10–1 $\mu g P/L$ y NT: 50–5 $\mu g N/L$ (límite de detección–precisión, respectivamente). A partir de la suma de las medias

de las concentraciones de NH_4 , NO_3 y NO_2 se calculó el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) para cada fecha de muestreo. El desvío estándar del mismo se calculó como la raíz cuadrada de la suma de las varianzas:

$$DS (\text{NID}) = \sqrt{(\text{varNH}_4 + \text{varNO}_3 + \text{varNO}_2)}$$

Para la cuantificación de clorofila *a* (clo *a*) se utilizó el método del etanol caliente basado en ISO-10260 1992 modificado (Bonilla, 2009). Para esto, parte de las mismas muestras utilizadas para nutrientes fueron filtradas con filtros *MGF Munktell* y congeladas a -20°C hasta su extracción. El límite de detección de este método es de: 0,1 $\mu\text{g clo } a/\text{L}$.

A modo de síntesis en la tabla 2.3 se resumen la información obtenida para todas las estaciones durante los 12 muestreos y las abreviaturas que serán utilizadas de aquí en más.

Tabla 2.3. Variables medidas en cada sitio, abreviaturas utilizadas y unidades de medición. Se señalan las variables para las cuales se determinaron las cargas y los coeficientes de exportación (CE).

Variable	Abreviación	Unidad	Cargas	CE
Profundidad máxima	Zmáx	m	-	-
Caudal	Q	$\text{m}^3/\text{día}$	-	-
Temperatura	T	$^\circ\text{C}$	-	-
pH	pH		-	-
Conductividad	K	$\mu\text{S}/\text{cm}$	-	-
Turbidéz	turb	NTU	-	-
Oxígeno Disuelto	OD	mg/L	-	-
Coefficiente de extinción de la luz	Kd	m^{-1}	-	-
Amonio	NH_4	$\mu\text{g N}/\text{L}$	ton N/día	g N/ha.día
Nitrito	NO_2	$\mu\text{g N}/\text{L}$	ton N/día	g N/ha.día
Nitrato	NO_3	$\mu\text{g N}/\text{L}$	ton N/día	g N/ha.día
Nitrógeno Total	NT	$\mu\text{g N}/\text{L}$	ton N/día	g N/ha.día
Fósforo Reactivo Soluble	PRS	$\mu\text{g P}/\text{L}$	ton P/día	g P/ha.día
Fósforo Total	PT	$\mu\text{g P}/\text{L}$	ton P/día	g P/ha.día
Sólidos en Suspensión Totales	SST	mg/L	ton/día	g/ha.día
Materia Orgánica en Suspensión	MOS	mg/L	ton/día	g/ha.día
Clorofila <i>a</i>	clo <i>a</i>	$\mu\text{g}/\text{L}$	ton/día	-

2.4. Usos de suelo y sistema de información geográfica

Todo el manejo de la información geográfica se hizo utilizando el software libre *gvSIG* en su versión *desktop 2.2.0*¹.

Para determinar el área de drenaje correspondiente a cada sitio de muestreo se utilizó como punto de partida la subdivisión en cuencas de grado cuatro (G4) que utiliza la DINAMA². A partir de dicha capa y para cada sitio de muestreo se unieron las cuencas G4 hasta generar un polígono único que abarcara toda la superficie que drena hacia los puntos de muestreo (subcuencas). Si bien este polígono no corresponde exactamente a la superficie real que drena hacia el punto de muestreo (el área es mayor; figura 2.2) se optó por utilizar dichas áreas de drenaje. Esta decisión tiene como objetivo generar datos que luego puedan ser utilizados por

¹ Disponible en: <http://www.gvsig.com/es/productos/gvsig-desktop>.

² Disponible en: <https://www.dinama.gub.uy/geoservicios/>. Descargadas el 30/07/2017

la gestión pública (en el anexo I se detallan los códigos de las cuencas G4 utilizadas para formar cada subcuenca). De esta manera, y ante el compromiso generado entre la exactitud y la comparabilidad, se optó por el criterio de generar datos comparables con la nomenclatura utilizada por los diferentes organismos gubernamentales. La sobrestimación del área de drenaje fue estimada en una media del 6%. Para la mayoría de las subcuencas el porcentaje fue menor al 3,4 %. Las subcuencas con mayores porcentajes de sobrestimación fueron 8.ESC (17%) y 3.EC (11%) (figura 2.2).

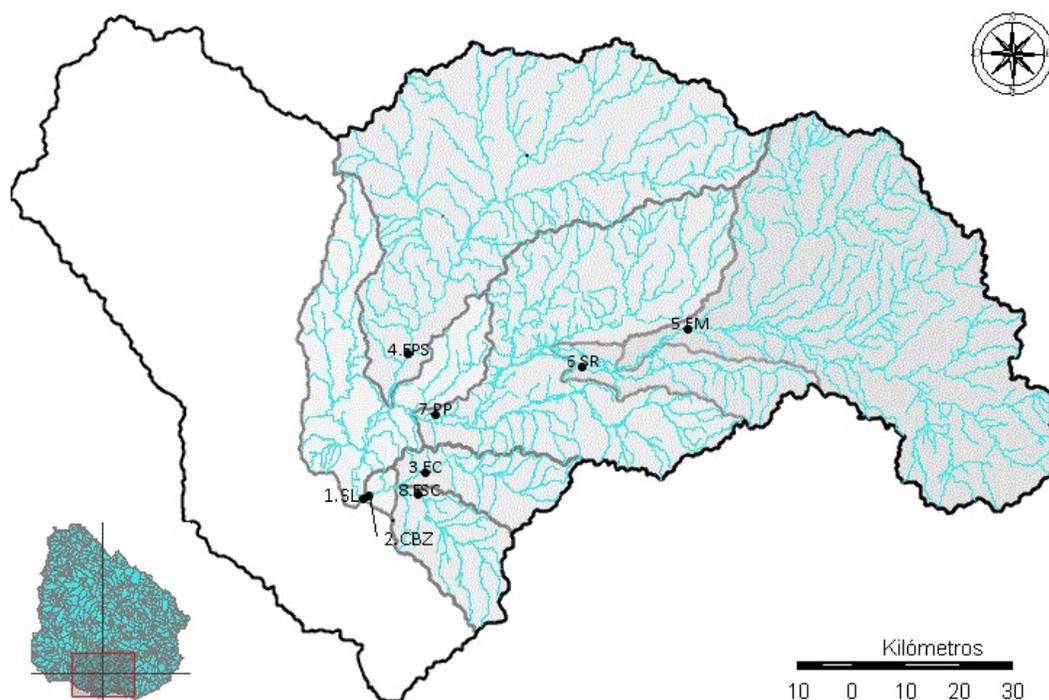


Figura 2.2. Áreas de drenajes utilizadas para cada sitio de muestreo. Notar que muchas cuencas se encuentran encadenadas, por ejemplo 7.PP contiene las subcuencas 6.SR y 5.FM. LA determinación de cada área de drenaje fue construida a partir de la unión de cuencas G4 hasta generar un polígono único que abarcara toda la superficie que drena hacia los puntos de muestreo. Notar que en algunos casos este polígono no corresponde exactamente a la superficie real que drena hacia el punto de muestreo (el área es mayor; figura 2.2). La sobrestimación del área de drenaje fue estimada en una media del 6%. Para la mayoría de las subcuencas el porcentaje fue menor al 3,4 %. Las subcuencas con mayores porcentajes de sobrestimación fueron 8.ESC (17%) y 3.EC (11%) (figura 2.2).

La composición relativa de los diferentes usos de suelo se determinó para cada subcuenca para los años, 2000, 2008, 2011 y 2015 a partir de las capas generadas por el Sistema de Información Territorial de la Dirección Nacional de Ordenamiento Territorial, del MVOTMA en (SIT-MVOTMA). Las capas de usos de suelo correspondientes a los años 2000, 2008 y 2011 son de acceso libre³. La capa 2015, aun no es de acceso público y fue solicitada previo a su publicación.

El SIT-MVOTMA realiza una delimitación de la cobertura física y biofísica del suelo en 6 temas subdivididos en 17 categorías según sistema estandarizado *Land Cover Classification System* (LCCS) de FAO (ISO TC211 19144-LMCL; más información en FAO, 2016). Para este trabajo se reagruparon estas 17 categorías en 6 subgrupos (tabla 2.4): aguas, vegetación natural o semi-

³ Las capas 2000, 2008 y 2011 fueron descargadas el 30/07/2017 del sitio web del SIT-MVOTMA <http://sit.mvotma.gub.uy/shapefiles.htm>. Todas ellas con fecha de última actualización el 12/12/2014. La capa 2015 fue solicitada previo a su publicación.

natural, cultivos no forestales, Plantación forestal, Áreas desnudas, Superficies artificiales y urbanizadas.

Tabla 2.4. Categorías de usos de suelo utilizadas en este trabajo, construidas a partir de la clasificación de la cobertura de suelo según el sistema estandarizado *Land Cover Classification System* (LCCS; FAO, 2016), utilizado por el SIT-MVOTMA.

Clasificación utilizada en este trabajo :		
Agrupa las siguientes categorías y temas de la Clasificación LCCS, utilizada por el SIT-MVOTMA:		
Categoría (código)	Tema	Categoría
Aguas (A)	Cuerpos artificiales de agua, nieve y hielo	Aguas artificiales
		Aguas naturales
Vegetación natural y semi-natural (V)	Vegetación natural y semi-natural acuática o regularmente Inundada	Áreas naturales inundadas
		Arbustos
	Vegetación natural y semi-natural	Herbáceo natural Monte nativo
Cultivos no forestales (C) *	Áreas terrestres cultivadas y manejadas	Cultivos regados y de secano < 4-5 has
		Cultivos regados > 4-5 has
		Cultivos de secano > 4-5 has
		Frutales
Plantación forestal (F)	Áreas terrestres cultivadas y manejadas	Plantación forestal
Áreas desnudas (AD)	Áreas descubiertas o desnudas	Áreas desnudas
Superficies artificiales y urbanizadas (U)	Superficies artificiales y áreas asociadas	Equipamiento urbano
		Áreas urbanas dispersas
		Área Urbana
		Canteras, areneras, minas a cielo abierto

*Según información de la DINAMA, las pasturas artificiales suelen quedar incluidas dentro de la categoría "áreas terrestres cultivadas y manejadas" (com. pers. Virginia Fernández).

2.5. Datos meteorológicos

El Instituto Nacional de Meteorología (INUMET) utiliza el índice de Precipitación Estandarizado (IPE) para medir el déficit o el exceso de precipitación para un lugar y un período de tiempo dados. A través del mismo se compara la precipitación acumulada para cierto período de tiempo y lugar y se la compara con valores históricos de referencia (1981-2010). Para este trabajo se utilizó la distribución espacial del IPE para el país, por períodos de tres meses, desde un trimestre antes al primer muestreo (realizado el 3/12/2014) y hasta el final del período de estudio⁴ (último muestreo realizado el 15/12/2015). Además se descargaron datos de precipitación correspondientes al pluviómetro del INIA Las brujas, el cual es el utilizado como referencia para cuenca del río Santa Lucía por el INUMET.

2.6. Análisis de datos del período diciembre 2014 diciembre 2015

Para los análisis estadísticos realizados en esta tesis se utilizó el software *Statistica 7* y *Sigma Plot 11.0*. Para la comparación entre sitios o grupos de sitios, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA) si los datos cumplían con los supuestos de normalidad y homocedasticidad de varianza. Cuando no lo cumplieron, y luego de probar transformaciones simples, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis (K-W), test *post hoc* Tukey o Dunn's. Cuando se compararon situaciones en flujo de base o en pulso de caudal se utilizó un Test de t, si los datos cumplían con los supuestos de test paramétricos, en caso contrario se utilizó el test de Mann-Whitney (M-W).

⁴ Todos los datos meteorológicos que se muestran en esta tesis fueron descargados del sitio web de INUMET el 27/7/2017. <http://www.meteorologia.com.uy/ServCli/ipe>

2.6.1. Caracterización general de los sitios de muestreo según el análisis de las variables físico-químicas

Para una caracterización general de los ocho sitios en base a su fisicoquímica, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir del promedio anual de un subconjunto de variables físico-químicas previamente transformadas (*Box-Cox*: X^λ). Las variables seleccionadas para el ACP fueron elegidas en base a los resultados obtenidos del análisis de correlación no paramétrica de Spearman ($\rho < 0,05$) realizado con todas las variables ambientales (anexo II, tabla II.7). Se buscó evitar pares de variables fuertemente correlacionadas, y se retuvieron aquellas que por su relevancia ecológica o uso frecuente, fueran pertinentes a los objetivos de este trabajo. El ACP fue realizado utilizando el siguiente subconjunto de variables: T, pH, K, OD, NID, PRS, SST, MOS y clo *a*.

El número de factores que se muestran en el ACP fue elegido a partir de los valores propios de cada factor. Se utilizaron sólo aquellos factores que cayeran en la curva antes de que esta se empiece a hacer asintótica (González, 1991).

2.6.2. Construcción de índices de calidad de agua y análisis

A partir de los datos de calidad de agua medidos durante los doce muestreos del período de estudio (diciembre/2014-diciembre/2015) se calcularon dos índices de calidad de agua para la diferentes cuencas, para cada muestreo. El uso de índices de calidad de agua es una práctica común que permite resumir una gran cantidad de información ambiental compleja, en un único indicador, simplificando así, los procesos de toma de decisión (Arocena et al., 2008)

Los índices seleccionados para los ríos y arroyos fueron el IET_{ríos} (Índice de Estado Trófico) y el ICA-SL (Índice de Calidad de Agua para la cuenca del río Santa Lucía) desarrollados por Lamparelli (2004) y Arocena et al. (2008), respectivamente. Se seleccionaron dichos índices por ser los utilizados por el MVOTMA y recientemente presentados en el Plan Nacional de Aguas (MVOTMA, 2017a). Según el MVOTMA (2017) la utilización de índices permite reflejar la calidad de agua de manera más integral. En este plan, figura un tercer índice IQA-CETESB (*Índice de Qualidade das Águas – Brasil*) que utiliza la demanda biológica de oxígeno (DBO) para su cálculo. Ya que en esta tesis este parámetro no fue medio, el IQA-CETESB no fue calculado.

Para el desarrollo del IET según el PT, Lamparelli (2004) analizó la relación entre el PT y la concentración de fitoplancton. El mismo determina, en una escala de 0 a 100, seis clases de estado trófico, en las que, números bajos se corresponden a mejores condiciones de agua. La fórmula de cálculo así como los rangos que determinan las categorías de estado trófico se presentan en la tabla 2.4. El IET también puede calcularse mediante la utilización de otros parámetros, como el NT, clo *a* y transparencia de la columna de agua, sin embargo, el PT es el parámetro utilizado por el MOVOTMA (MVOTMA, 2017a).

Por su parte el ICA-SL utiliza los parámetros ponderados de OD, K, PT, NO₃ y SST para determinar cuatro clases de calidad de agua en una escala de 1-100 (tabla 2.4; Arocena et al., 2008). Dichos parámetros se introducen en la ecuación presentada en la tabla 2.4 previamente normalizados (factores de normalización presentados en la tabla 2.5). En este caso, valores más bajos se corresponden a peores condiciones de calidad de agua.

Para los embalses (sitios 3.EC y 4.EPS) se utilizó el Índice de Estado Trófico para embalses tropicales y subtropicales (TSI_{tsr}, por sus siglas en inglés) desarrollado por Cunha et al. (2013) basado en la media geométrica de la concentración de clo *a* y PT. Partiendo de la revisión y adaptación de índices propuestos por otros autores, Cunha et al. (2013) siguieron al TSI_{tsr}

como un índice mejor calibrado a las condiciones de productividad de embalses de zonas tropicales y subtropicales (en comparación al propuesto por Carlson en 1977 para climas templados) y criterios más restrictivos de niveles de Clo a y PT que los propuestos por Lamparelli (2004) (Cunha et al., 2013).

Tabla 2.4. Índice de Estado Trófico para ríos y arroyos ($IET_{ríos}$; Lamparelli, 2004), embalses tropicales y subtropicales (TSI_{tsr} ; Cunha et al., 2013) y de Calidad de Agua para la cuenca del río Santa Lucía (ICA-SL; Arocena et al., 2008). Se presentan las ecuaciones de cálculo y las categorías de estado trófico o de calidad de agua que dichos índices utilizan así como el código de color asignado a cada una de ellas en este trabajo. Los datos de nutrientes se ingresaron en $\mu\text{g/L}$, los de SST y OD en mg/L y la K en $\mu\text{S/cm}$.

$IET_{ríos}$ y TSI_{tsr}				ICA-SL		
ecuaciones:				ecuación:		
$IET_{ríos} (PT) = 10 * (6 - ((0,42 - 0,36 * (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$				$ICA-SL = (3 * OD + 3 * K + 2 * PT + 1 * NO_3 + 1 * SST) / 10$		
$TSI_{tsr} = (TSI (PT)_{tsr} + TSI (clo a)_{tsr}) / 2$						
$TSI (PT)_{tsr} = 10 * (6 - (-0,27637 * (\ln PT) + 1,329766) / \ln 2)$						
$TSI (clo a)_{tsr} = 10 * (6 - (-0,2512 * (\ln clo a) + 0,0842257) / \ln 2)$						
Nivel trófico	IET	TSI_{tsr}	Indicador	Calidad de agua	ICA-SL	Clase
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$TSI_{tsr} \leq 51,1$	UltraO	Buena	$ICA-SL > 75$	I.Buena
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$51,2 < TSI_{tsr} \leq 53,1$	Oligo	Regular	$75 > ICA-SL > 50$	II.Regular
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$53,2 < TSI_{tsr} \leq 55,7$	Meso	Mala	$50 > ICA-SL > 25$	III.Mala
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$55,8 < TSI_{tsr} \leq 58,1$	Eutro	Muy mala	$ICA-SL < 25$	IV.MuyM
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$58,2 < TSI_{tsr} \leq 59,0$	SuperE			
Hipereutrófico	$IET > 67$	$TSI_{tsr} > 59,1$	HiperE			

Tabla 2.5. Factores de normalización de las diferentes variables utilizadas para el cálculo del Índice de Calidad de Agua para la cuenca del río Santa Lucía (modificado de Arocena et al., 2008), a los cuales se le adjudica a cada medición de cada variable el factor de normalización correspondiente según el rango que contiene el valor medido. Código de variables en tabla 2.3.

Variable	Factor de normalización				
	100	75	50	25	1
OD (mg/L)	>9	9-7,7	7,6-6,3	6,2-5	<5
K ($\mu\text{S/cm}$)	<360	360-643	644-926	927-1210	>1210
SST (mg/L)	<6	6-12	12,1-18,6	18,7-25	>25
NO_3 ($\mu\text{g/L}$)	<100	100-280	281-460	461-650	>650
PT ($\mu\text{g/L}$)	<70	70-380	380-690	690-1000	>1000

2.6.3. Evaluación del aporte de nutrientes de la cuenca

Se analizó gráficamente cómo varió la concentración de nutrientes (PT, PRS, NT y NID) y los sólidos totales en suspensión (SST) en función del caudal en cada sitio de muestreo y se probó su ajuste a una función potencial. Para esto, se graficó cada una de las regresiones con ambos ejes en escala logarítmica y se les probó el ajuste a una regresión lineal simple en el software *Sigma Plot 11.0*. La normalidad de datos se evaluó con test de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianza con la distribución normal de los residuos. Según Bowes et al. (2008) este análisis arrojaría evidencias sobre el tipo de fuente del cual provienen las diferentes sustancias analizadas. En base a los estudios realizados por este autor para el PT (Bowes et al., 2008) y a estudios previos similares realizados en el área de estudio (Goyenola et al., 2015a) se espera encontrar importantes diferencias en el patrón temporal de la concentración de nutrientes según si la fuente predominante de la que provienen es del tipo puntual o difusa. En ríos donde las fuentes puntuales son las principales, es esperable encontrar un efecto de dilución a media que el flujo del río aumenta ya que este tipo de fuentes suelen tener una carga de

contaminantes relativamente constante y en general independientes del flujo del río. Por el contrario en los ríos dominados por fuentes difusas, como consecuencia del arrastre desde el medio terrestre al acuático provocado por la precipitación, tienden a mostrar un aumento en la concentración de los contaminantes a medida que el caudal del río aumenta.

2.6.4. Cálculo de cargas y coeficientes de exportación

A partir de las mediciones de caudal y la concentración de nutrientes, SST, MOS y clo α se pudieron calcular las cargas totales (Q) (ton/día) transportadas por los diferentes sistemas cada día de muestreo según la siguiente ecuación:

$$Q_x = [x] * Q$$

En la que x es la variable analizada; [x] es la concentración de la variable (ton/m³) y Q (m³/día) es el caudal medido al momento de la toma de la muestra de agua en el sitio estudiado extrapolado a 24 horas.

Además, se calcularon los coeficientes de exportación (CE-) de nutrientes y SST (g/ha.día) para mejorar la comparación entre las diferentes cuencas estudiadas. Esta medida permite normalizar las cargas transportadas en cada sitio por el área de drenaje correspondiente (área total de la cuenca). Las áreas de cada cuenca se obtuvieron del SIG mencionado arriba. Como se mencionó, algunas áreas de drenaje utilizadas son mayores ($\bar{X} = 6\%$) al área real que drena al punto donde se obtuvo la muestra de agua. En consecuencia, para estos casos los coeficientes de exportación estarán subestimados levemente.

Los coeficientes de exportación (CE-) fueron calculados según la ecuación que sigue:

$$CE_x = Q_x / A$$

En la que x es la variable analizada; y Q-x es la carga (g/día) y A es el área de la cuenca de drenaje correspondiente (ha).

2.6.5. Relación de la cobertura de suelo 2015 con las variables ambientales

Se realizó una matriz de correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0,05$) entre las superficies relativas de algunos usos de suelo (cultivos no forestales, plantación forestal y vegetación natural y semi-natural) y las variables ambientales (promedio anual) para analizar el grado de asociación entre ellas. A partir de este análisis se seleccionaron algunos pares de variables y se realizaron regresiones lineales en los casos que se cumplieron los supuestos paramétricos entre éstas.

Para analizar la concentraciones de PT, NT y clo α en el agua y las variables explicativas de éstas se realizaron regresiones lineales múltiples con selección de variables significativas en pasos sucesivos hacia atrás. Las variables explicativas fueron elegidas en base a los análisis de correlación realizados previamente evitando elegir pares de variables fuertemente correlacionadas (anexo II: tabla II.4). Para el PT las variables explicativas elegidas fueron: Q, K, turbidez, NT y % cultivos no forestales. Para el NT fueron seleccionadas las mismas variables cambiando el NT por PT. Para la clo α , las variables elegidas fueron: Q, turbidez, NID, PRS-P y % cultivos no forestales. Previo a los análisis las variables fueron transformados (transformación Box-Cox) para cumplir con los supuestos de normalidad.

2.7. Generación, tratamiento y análisis de la base de datos 2004-2016

En esta tesis se tuvo acceso a diferentes bases de datos producto del ya mencionado convenio entre la Facultad de Ciencias y OSE (responsables Luis Aubriot y Sylvia Bonilla; período diciembre/14-Diciembre/15); del convenio entre la Facultad de Ciencias y la Dirección Nacional de Medio Ambiente⁵ (DINAMA) (proyecto: *Desarrollo de un método simple de cuantificación de cianobacterias*; responsable Sylvia Bonilla; período 2013-2016) y del proyecto ANII 6384: *Bioindicadores y valores guía para el monitoreo de cianobacterias tóxicas en ambientes acuáticos continentales del país* (responsable a cargo de Sylvia Bonilla; período 2012-2014). Esto permitió la generación de secuencias de datos históricos (período 2004-2016) para los 8 sitios de muestreo, ya que de todas las fuentes existían puntos de muestreo *equivalentes* con una ubicación cercana a los sitios monitoreados en este proyecto (figura 2.3.; por las equivalencias entre los sitios según el origen del dato y sus coordenadas correspondientes ver anexo I, tabla I.1).

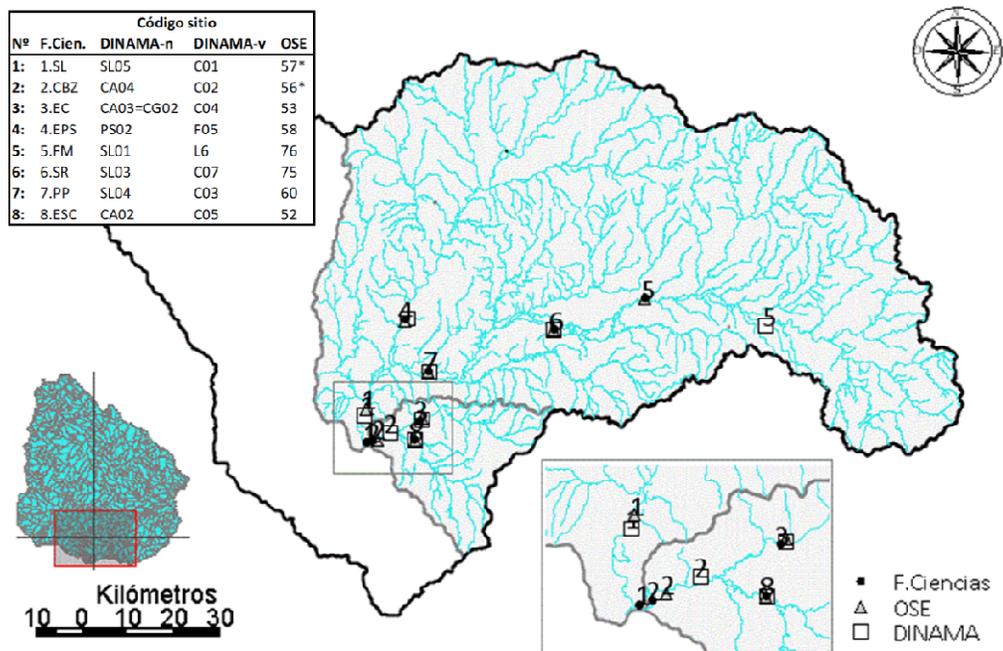


Figura 2.3. Comparación de la ubicación de los sitios de muestreo utilizados en este proyecto (estaciones F. Ciencias) y las estaciones equivalentes (estaciones DINAMA y estaciones OSE) de las cuales se obtuvieron los datos para la construcción de las secuencias temporales 2004-2016. En la tabla superior se indican los códigos utilizados por cada organismo, la DINAMA cambió los códigos por lo que se muestra la nomenclatura nueva (n) y la vieja (v). La línea gris separa la cuenca del río Santa Lucía de la del arroyo Canelón Grande.

Los diferentes sets de secuencias de datos de cada sitio de muestreo fueron analizados para eliminar los valores considerados atípicos (*outliers*). Para definir los datos atípicos leves se utilizó la técnica gráfica de *box plots*. Este método define los límites de distribución considerados normales mediante la utilización de la media y los cuartiles superior e inferior (definidos como los percentiles 25 y 75 respectivamente). Cualquier punto ubicado entre la

⁵ Durante el convenio con la DINAMA específicamente se recopilaron para la cuenca del río Santa Lucía datos de 2004 a 2012; posteriormente DINAMA proporcionó nueva información (períodos 2013-2016) a solicitud del proyecto de tesis, actualizándose así la base de datos.

media y los cuartiles es considerado dentro de los rangos típicos y por fuera de estos límites será considerado un valor atípico. Por lo tanto los límites se definen como:

$$\text{Límite inferior: } Q_i - 1.5 * IQ$$

$$\text{Límite superior: } Q_s + 1.5 * IQ$$

Siendo Q_i y Q_s los cuartiles inferior y superior respectivamente y IQ el espacio intercuartílico definido como $IQ = Q_s - Q_i$.

Para el análisis de las tendencias temporales en la concentración de nutrientes de los ocho sitios se eligieron las variables de PT, para el caso del fósforo y el NO_3 para el caso del nitrógeno, por ser las formas de los nutrientes para las cual se dispuso de mayor cantidad de datos. A dichas variables, se les realizó un ajuste de regresiones partidas por tramos (Liu et al., 2010; Singh et al., 2015; Campra & Morales, 2016), con el objetivo de observar los posibles cambios en las tendencias temporales. Cuando el modelo no mostró cambio, se aplicó regresiones lineales simples. La normalidad de datos se evaluó con test de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianza con la distribución normal de los residuos.

Con el objetivo de evaluar posibles relaciones entre el NO_3 y el PT y los cambios ocurridos en las coberturas de suelo de cultivos no forestales y vegetación natural y semi-natural se realizaron regresiones y se les aplicó el ajuste a un modelo lineal simple. La normalidad de datos se evaluó con test de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianza con la distribución normal de los residuos. Para esto, se utilizaron las medias anuales de las variables físico-químicas para los años en los que se dispusieron de datos de cobertura de suelo, es decir: 2008, 2011 y 2015.

Finalmente, para evaluar las posibles formas en que el fósforo se trasporta a los cursos de agua, se estudió la relación entre el PRS y el PT, y el PT y los SST y la turbidez. En los casos que fueron posibles, se aplicaron modelos de regresiones lineales simples.

3. Resultados (parte I): Estado de situación de la calidad del agua (2015)

3.1. Caracterización hidrológica

3.1.1. Condiciones meteorológicas

Para la zona de la cuenca del río Santa Lucía, el Índice de Precipitación Estandarizado (IPE) señaló niveles de precipitación superiores a los normales históricos durante el trimestre previo al primer muestreo (figura 3.1.a). Este período de exceso fue seguido por un período de seis meses de déficit de precipitación que se prolongó hasta el mes de junio (figura 3.1.b y c). Durante el trimestre julio-agosto-setiembre (figura 3.1.d) se produjeron nuevamente niveles de precipitación levemente superiores a los normales. A partir de octubre y hasta noviembre los niveles de precipitación oscilaron en valores cercanos a la normalidad (figura 3.1.e).

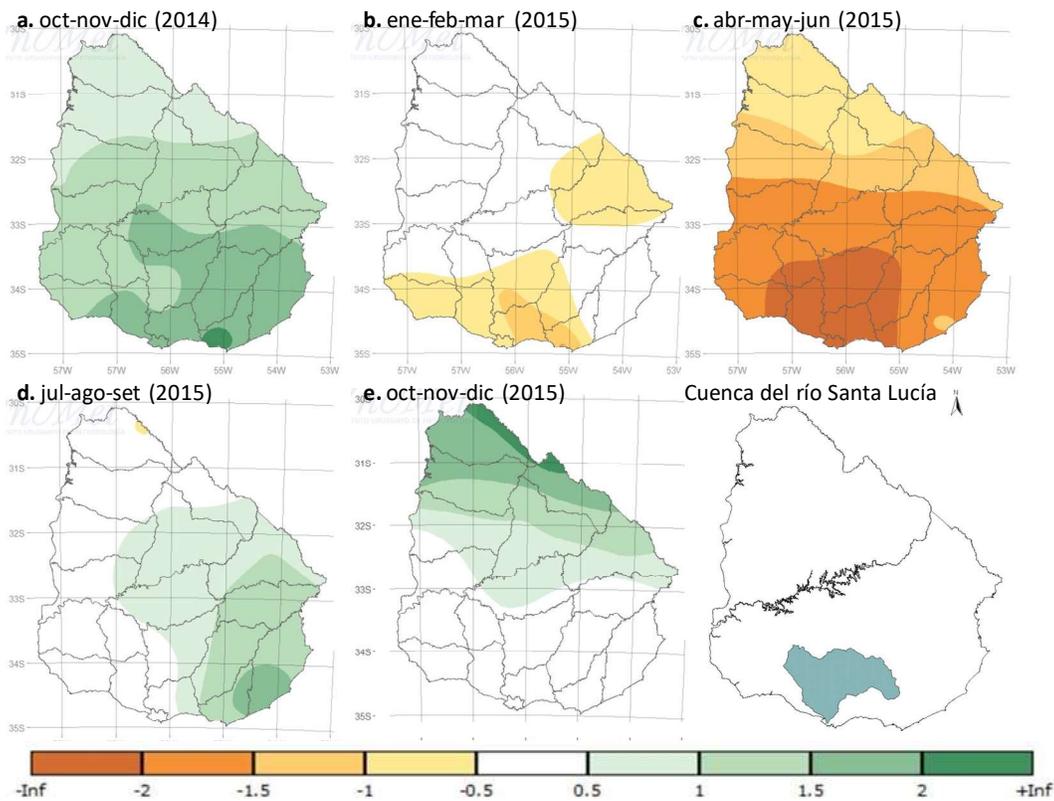


Figura 3.1. Índice de Precipitación Estandarizado en períodos de tres meses para el país (fuente INUMET). Este índice permite distinguir entre situaciones déficit o exceso de precipitación para un período y zona determinados en comparación a valores históricos de referencia (1981-2010). Colores naranjas indican que la precipitación fue inferior al valor normal mientras que los verdes indican valores superiores. En el mapa inferior derecho se señala la ubicación de la cuenca del río Santa Lucía.

3.1.2. Condiciones hidrológicas

Las mediciones de caudal en los sitios de muestreo fueron coherentes con los escenarios descritos por el IPE y con los valores de precipitación registrados en el pluviómetro de referencia para la cuenca (pluviómetro INIA Las brujas, línea gris en figura 3.2), lo que se manifestó en aumentos marcados del caudal luego de períodos de precipitación intensa.

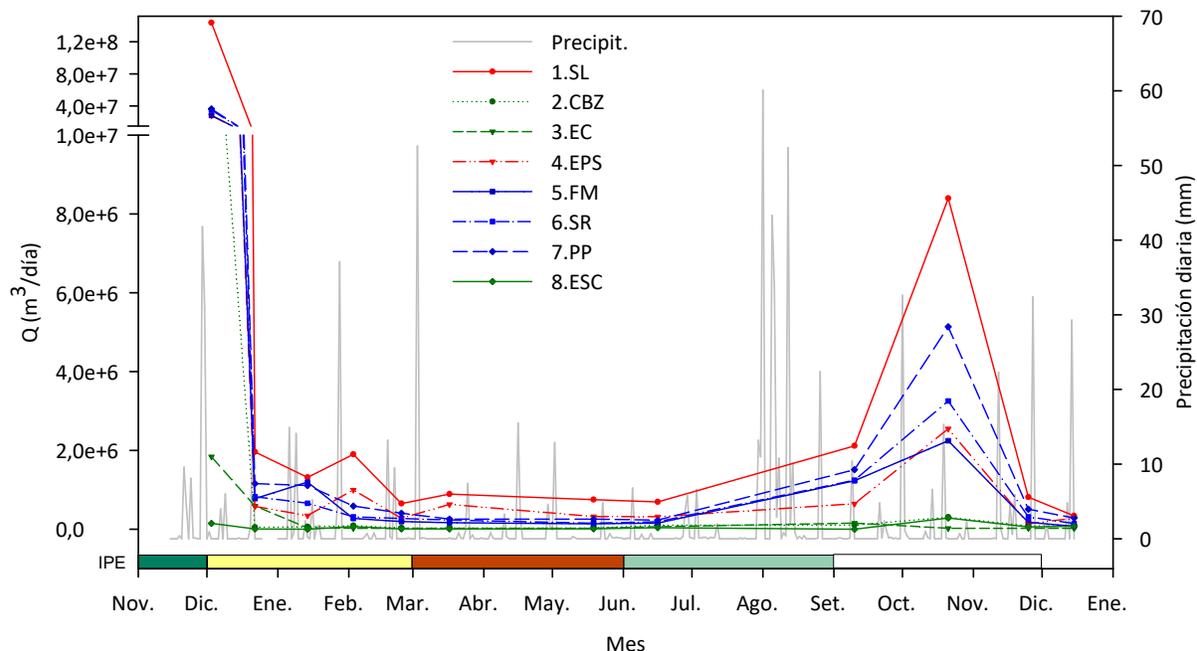


Figura 3.2. Caudales y precipitación medidos durante el período comprendido entre diciembre/2014 y diciembre/2015. Los caudales fueron medidos con ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) en todos los sitios de muestreo, salvo los dos embalses cuya medida fue provista por la OSE. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Los datos de precipitación fueron descargados de la web del INUMET y corresponden al pluviómetro del INIA Las brujas, el cual es el utilizado como referencia para cuenca del río Santa Lucía por el INUMET. Abajo se incluyó la escala de colores del índice de Precipitación Estandarizado para cada trimestre (figura 3.1).

Durante el año de estudio pudieron ser muestreados un amplio rango de variación de flujos. Sin embargo es importante remarcar que posiblemente no se captaron todos los eventos de pulso de caudal ocurridos en el año. Valores extremos de caudal fueron registrados durante el primer muestreo, en diciembre del 2014, para todos los sitios, y los flujos mínimos entre los meses de febrero-junio y luego en diciembre del 2015. En orden cronológico, la secuencia de registros fue la siguiente: pulso extremo de caudal (diciembre/2014), flujo moderado (enero-marzo/2015), de base (marzo-junio/2015), pulso de caudal (noviembre/2015) y nuevamente de base (diciembre/2015) (figura 3.2).

Sin embargo, al realizar un análisis de varianza entre estas categorías se obtuvo que los flujos moderados y de base no eran diferentes entre sí, así como el pulso extremo de caudal correspondiente al primer muestreo realizado y el pulso de caudal registrado en octubre/2015 (K-W: $H = 20,63$, 3 grados de libertad, $P \leq 0,001$ *post hoc* Dunn's $P < 0,05$). En consecuencia de aquí en adelante se hablará de dos categorías, pulso de caudal (correspondiente a los muestreos del 3-4/12/2014 y del 21-22/10/2015), y flujo de base para el resto del período de estudio.

El sitio 8.ESC no siguió las tendencias de los demás sitios. En general, los flujos en este punto fueron bajos y menores en comparación a los registrados en los otros. En el mes de setiembre, se registró una situación de flujo indetectable, es decir de caudal equivalente a $0 \text{ m}^3/\text{día}$. Un segundo mínimo fue registrado en el mes de febrero ($86 \text{ m}^3/\text{día}$).

La mayoría de los sitios presentaron gran variabilidad estacional, como se ve en los amplios rangos de distribución de los datos (figura 3.2) y grandes diferencias entre los caudales

máximos y mínimos (tabla 3.1). El sitio 8.ESC fue el que presentó mayores diferencias entre el caudal mínimo registrado (0 m³/día) y su valor máximo 283 mil veces mayor. Si tomamos el valor mínimo en una situación de flujo positivo (86 m³/día), 8.ESC continúa siendo el sitio con mayor amplitud en el rango de variación de caudal, con un valor máximo más de 3 mil veces mayor con respecto a este caudal mínimo. El sitio que presentó menor diferencia entre los pulsos de caudal y de base fue 3.EC, con un pulso máximo caudal 81 veces mayor al flujo mínimo de base registrado (tabla 3.1).

Tabla 3.1. Caudal promedio (\bar{X} ; n=12); mínimos (min) y máximos (máx) en los diferentes sitios de muestreo. Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	\bar{X}	Q (m ³ /día)		
		DS	min	máx
1.SL	13.632.216	41.039.790	338.623	143.770.039
2.CBZ	1.329.443	4.294.191	32.170	14.963.314
3.EC	236.798	530.203	22.632	1.839.257
4.EPS	2.922.338	7.922.406	137.556	27.995.800
5.FM	2.895.764	7.977.064	71.798	28.138.911
6.SR	3.539.288	9.907.219	144.317	34.876.138
7.PP	3.975.674	10.259.714	230.746	36.266.803
8.ESC	58.813	83.298	0	283.549

3.1.3. Aportes relativos de caudal

Los aportes relativos de los diferentes tributarios al caudal receptor se analizaron en tres puntos de la cuenca según el esquema y ecuaciones presentados en la figura 3.3; tabla 3.2).

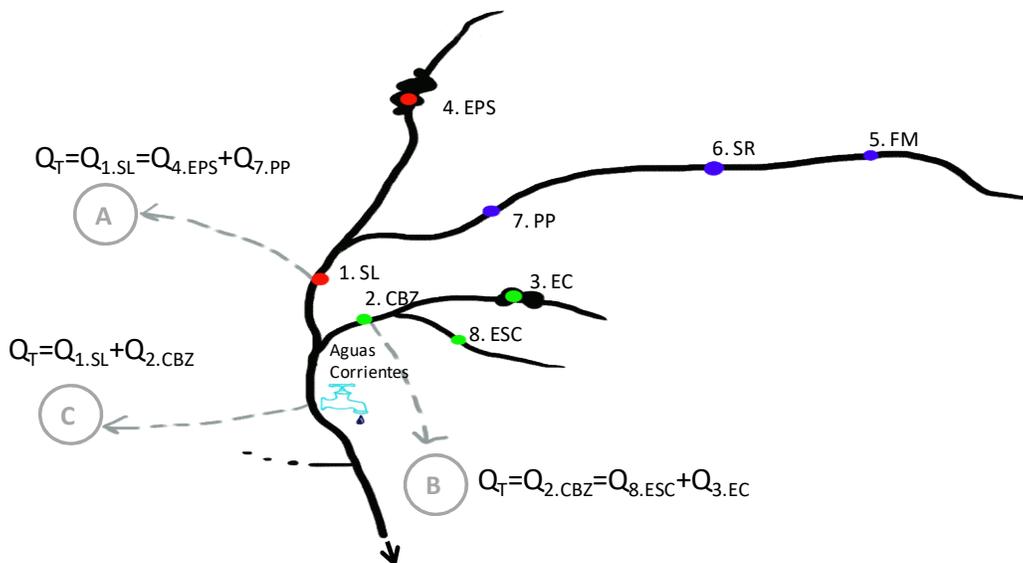


Figura 3.3. Esquema de los cursos fluviales tributarios a los caudales totales (Q_T) evaluados en los puntos de la cuenca (A, B y C). El código de colores de los sitios de muestreo refiere a cada sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande-Chico (verde).

Tabla 3.2. Aportes relativos de caudal de los tributarios analizados en la cuenca (puntos A, B, C; figura 3.3). En la tabla se muestra los porcentajes del tributario al cause receptor por fecha de muestreo. Se destaca en negrita los aportes mayores, y en negrita y cursiva cuando los aportes son mínimos. Como se indica en el esquema (figura 3.3), en Aguas Corrientes (punto C) el caudal total no fue medido sino que calculado como la suma de los dos principales tributarios. Este punto fue incluido en el análisis por tratarse del punto donde se extrae agua del río para ser potabilizada.

Fecha	A:	B:	C:
	aporte de 4.EPS a 1.SL (%)	aporte de 8.ESC a 2.CBZ (%)	aporte de 2.CBZ al río Santa Lucía (%)
03/12/14	19,5	1,0	9,4
22/12/14	29,4	13,3	2,4
14/01/15	26,3	0,1	4,5
03/02/15	52,5	74,3	4,6
24/02/15	42,8	27,6	4,7
17/03/15	70,8	27,9	3,5
19/05/15	42,9	29,1	4,1
16/06/15	45,5	38,7	12,8
10/09/15	30,5	0,0	4,7
21/10/15	30,4	92,4	8,9
25/11/15	16,9	71,5	9,0
15/12/15	82,2	76,9	22,4

Los aportes relativos máximos (82,2%) del río Santa Lucía Chico (sitio 4.EPS) al río Santa Lucía (punto A, sitio 1.SL; figura 3.3) se dieron cuando el caudal de este último es mínimo (muestreo del 15/12/2015; figura 3.2), y de acuerdo al manejo que realiza OSE de la represa, mientras que el aporte relativo menor (16,2%) ocurrió cuando se registró el mínimo caudal de 4.EPS (muestreo del 25/11/2015; figura 3.2).

En el punto B (figura 3.3) los aportes del arroyo Canelón Chico (sitio 8.ESC) al arroyo Canelón Grande fueron máximos cuando el caudal del tributario fue máximo (muestreo de 21/10/15; tabla 3.2). En dicho evento, la descarga del arroyo Canelón Chico representó un 92% del total del caudal medido aguas abajo (sitio 2.CBZ). Además, en este sitio se produjeron dos eventos donde los aportes del arroyo Canelón Chico al Grande fueron nulos o casi nulos (fechas 14/1/15 y 10/9/2015). Ambos eventos fueron seguidos de eventos máximos de descarga.

El caudal total en el río Santa Lucía, donde se encuentra la planta potabilizadora de Aguas Corrientes (punto C, figura 3.3) no fue medido por lo que se estimó como la suma de los caudales de 1.SL y 2.CBZ. La dinámica de los aportes en este punto fue similar a la descrita para el punto A. Durante este estudio, los aportes relativos mayores del sistema Canelón Grande-Chico (22% y 13%, 16/6/2015 y 15/12/2015 respectivamente) a Aguas Corrientes se produjeron cuando el río Santa Lucía (receptor) presentó valores mínimos de caudal y no cuando el caudal del sistema Canelón Grande-Chico (sitio 2.CBZ) fue máximo. El aporte relativo menor, ocurrió durante condiciones de caudal de base del sistema Canelón Grande-Chico y caudales moderados del río Santa Lucía (22/12/2014).

3.2. Caracterización fisicoquímica de los sitios de muestreo y variabilidad temporal

La temperatura registrada varió en todos los sitios dentro de rangos similares (entre los 9,5 y los 29,3 °C) y acordes a la variación estacional (tabla 3.2). Los valores máximos fueron medidos en febrero y marzo y los mínimos en julio (figura 3.4).

Tabla 3.2. Caracterización fisicoquímica de los sitios de muestreo para temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad (K) y turbidez. Se muestra la media anual (\bar{X} ; n=12) para cada sitio; el desvío estándar (DS) y los valores mínimos (min) y máximos (máx) para cada una de las variables. Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	Temp. (°C)				pH				OD (mg/L)				K (µS/cm)				Turbidez (NTU)			
	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx
1.SL	21,81	5,41	10,57	27,54	7,73	0,49	6,87	8,58	7,97	1,77	5,80	11,30	295,20	81,70	97,70	422,00	21,14	13,65	6,92	58,56
2.CBZ	20,87	5,15	10,52	25,99	7,23	0,46	6,12	7,85	5,55	2,67	3,09	12,36	357,50	85,97	145,45	456,67	54,51	28,98	29,31	138,33
3.EC	21,58	4,89	11,70	26,99	7,60	0,45	6,80	8,28	7,64	1,84	5,29	11,40	209,63	36,76	160,21	272,47	93,22	47,89	43,18	176,69
4.EPS	21,03	4,32	13,46	26,03	7,45	0,47	6,77	8,14	6,54	2,16	2,28	9,79	174,77	42,97	98,18	245,09	18,82	12,54	5,77	43,64
5.FM	20,86	5,44	9,77	26,43	7,63	0,37	6,81	7,99	9,18	2,20	6,89	14,54	340,71	111,77	89,00	484,00	14,87	15,63	0,00	48,85
6.SR	21,42	5,77	9,47	27,79	7,85	0,31	7,10	8,21	9,45	2,10	6,91	13,27	331,45	103,72	91,36	465,00	20,02	23,57	0,00	73,41
7.PP	22,91	6,00	10,68	29,26	8,05	0,42	7,25	8,55	10,63	2,06	7,32	15,26	365,49	118,81	93,00	537,33	28,80	36,62	0,00	114,50
8.ESC	19,52	4,33	10,43	23,67	7,25	0,18	7,04	7,70	3,69	2,50	1,02	8,92	943,55	448,12	284,24	1829,33	35,92	19,89	13,11	79,08

En general, para todos los sitios, el pH se mantuvo dentro de la neutralidad con valores levemente alcalinos (valores promedios entre 7 y 8; tabla 3.2). El sitio 7.PP fue el que presentó los valores más alcalinos para la mayoría de los muestreos y 2.CBZ los valores más ácidos. Durante momentos de alto caudal, se registraron descensos en el pH en la mayoría de los sitios (figura 3.4). Los valores más ácidos para la mayoría de los sitios fueron medidos durante el evento de pulso extremo de caudal de diciembre/2014 (figura 3.2). En el mes de setiembre/2015, luego de un período intenso de precipitación, se registró otro descenso (figura 3.4).

La mayoría de los sitios presentaron concentraciones medias de oxígeno consideradas normales para aguas superficiales no contaminadas (entre 7-14 mg/L; Arocena & Conde, 1999) y por encima al mínimo establecido por la ley vigente de 5 mg/L (Uruguay, 1979) (tabla 3.2). Los sitios que presentaron mayores niveles de oxígeno disuelto (OD) son 5.FM, 6.SR y 7.PP (sistema Santa Lucía; azul), con valores promedio cercanos a 10 mg/L y máximos registrados durante los meses de invierno (figura 3.1). El sitio que presentó valores mínimos de OD (condiciones de hipoxia y anoxia) en la mayoría de los muestreos, con una media de $3,69 \pm 2,50$ mg/L \pm DS, fue 8.ESC. Dicho valor medio se encuentra por debajo del límite mínimo establecido por la normativa (5,0 mg/L; decreto 253/79, Uruguay, 1979) (figura 3.4). Los máximos en este sitio se registraron en los meses de verano, diciembre/2014, febrero/2015 y diciembre/ 2015, dos de los cuales coinciden con los pulsos de caudal. Los dos sitios ubicados inmediatamente aguas arriba de Aguas Corrientes (1.SL y 2.CBZ), presentaron valores por debajo del límite normativo mencionado durante los meses de verano. El OD estuvo correlacionado negativa y significativamente con todas las formas de nutrientes y la turbidez (correlación no paramétrica de Spearman, $p < 0,05$; anexo II: tabla II.4)

Todos los sitios de estudio oscilaron entre rangos similares de conductividad (K) (89,0 - 537,3 μ S/cm) salvo 8.ESC (tabla 3.1). En este sitio se midieron K marcadamente superiores al resto, registrándose el máximo de K de cada muestreo en este sitio, con una media casi 3 veces mayor de $943,5 \pm 448,1$ μ S/cm \pm DS. Además, 8.ESC fue el sitio que presentó mayor variación temporal (figura 3.4). Los dos embalses, 2.EC y 4.EPS son los sitios que mantuvieron las menores K durante todo el período de estudio, con medias de $209,6 \pm 36,8$ y $174,8 \pm 43,0$ μ S/cm \pm DS, respectivamente (tabla 3.2). Todos los sitios presentaron máximos de conductividad durante los meses de mayo y junio (en condiciones de flujo de base; figura 3.2) y el mínimo durante el evento de pulso extremo de caudal (diciembre/2014) (figura 3.4).

Según los valores de turbidez (tabla 3.2), solo los sitios 2.CBZ y 3.EC presentaron valores por encima del límite impuesto por la normativa, es decir mayor a los 50 NTU (Uruguay, 1979) Dichos sitios, además, fueron los que presentaron mayor concentración de sólidos en suspensión (tabla 3.4.).

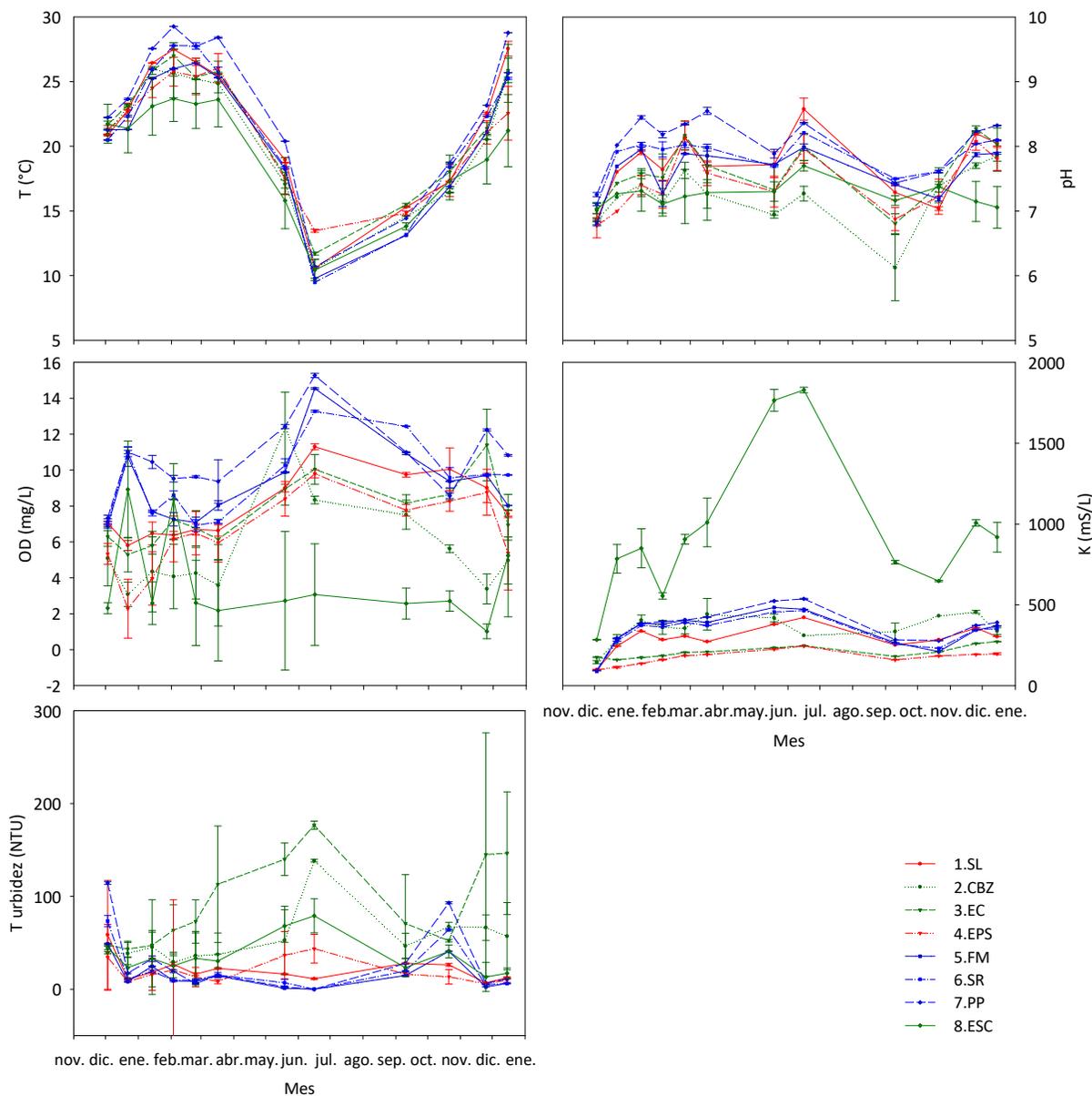


Figura 3.4. Variabilidad temporal de la temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad (K) y turbidez, para cada sitio de muestreo. Las barras de error indican el desvío estándar. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

A excepción de 8.ESC todos los sitios presentaron concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS) y fósforo total (PT) por debajo de $1000 \mu\text{g P/L}$ durante todo el período de estudio. Los sitios 5.FM, 6.SR y 7.PP (sistema Santa Lucía), fueron los sitios que presentaron menores concentraciones (tabla 3.3; figura 3.4), con valores crecientes aguas abajo. Los sitios 1.SL, 4.EPS, 2.CBZ y 3.EC presentaron concentraciones levemente superiores (tabla 3.3). Durante todo el período estudiado, 8.ESC presentó concentraciones marcadamente superiores a la de los otros sitios para las dos formas fosforadas medidas (tabla 3.3) registrándose los valores máximos en la mayoría de los muestreos (figura 3.5). Los valores mínimos de PRS y PT para este sitio se registraron en los dos momentos de pulso de caudal (diciembre/2014 y

octubre/2015), los valores más altos durante mayo y junio con el valor máximo medido de $2498,8 \pm 168,2$ y $3697,3 \pm 85,7 \mu\text{g P/L} \pm \text{DS}$ (PRS y PT respectivamente). Además, el arroyo Canelón Chico es el sitio que presentó los rangos más amplios de variación a lo largo del período de estudio (figura 3.5).

Tabla 3.3. Caracterización de los sitios de muestreo según la concentración de nutrientes en sus formas disueltas, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y totales, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT). Se muestra la media anual (\bar{X} ; n=12) para cada sitio; el desvío estándar (DS) y los valores mínimos (min) y máximos (máx) para cada una de las variables. Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	PRS ($\mu\text{g P/L}$)				PT ($\mu\text{g P/L}$)				NID ($\mu\text{g N/L}$)			NT ($\mu\text{g N/L}$)				
	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	máx	\bar{X}	DS	min	máx	
1.SL	232,47	32,82	195,11	301,93	284,59	42,41	218,38	358,13	325,29	88,90	159,33	470,91	1046,93	496,29	581,52	2406,27
2.CBZ	482,90	164,63	300,69	799,38	562,51	180,43	419,92	941,76	702,53	575,13	251,07	2235,18	1968,06	1249,50	823,01	4544,29
3.EC	580,98	54,34	486,07	655,30	706,96	80,26	611,93	895,64	378,50	167,48	133,09	683,05	1381,47	466,70	847,08	2404,88
4.EPS	302,57	55,01	156,29	356,33	381,44	50,92	291,65	472,78	505,61	59,82	444,75	671,03	1360,11	232,21	1052,71	1674,98
5.FM	34,19	17,53	5,00	63,57	67,95	15,47	45,55	90,89	146,59	98,19	30,03	358,42	705,31	377,82	258,85	1709,43
6.SR	47,32	20,98	19,06	86,31	83,50	24,91	53,45	143,46	123,70	97,91	25,64	284,67	680,99	608,02	275,38	2446,91
7.PP	133,64	42,84	96,50	247,53	176,30	46,36	138,58	291,53	141,02	129,84	36,62	431,55	760,26	623,02	256,49	2342,39
8.ESC	1434,22	640,38	605,84	2563,24	1923,05	885,23	871,48	3697,33	3981,11	1883,12	1184,45	7202,94	13702,21	8416,74	1860,41	27924,99

Según la clasificación de estado trófico para ríos propuesta por Dodds et al. (1998), todos los sitios presentaron condiciones de eutrofia (concentración $\text{PT} > 75 \mu\text{gP/L}$) según la concentración de PT, excepto 5.FM que presentó condiciones de mesotrofia (valores entre $25-75 \mu\text{gP/L}$) para este nutriente. Además, todos los sitios durante todo el período muestreado presentaron valores de PT mayores a la normativa vigente ($25 \mu\text{gP/L}$, decreto 253/79, Uruguay, 1979).

Tanto para las formas disueltas de nitrógeno (NID) como el nitrógeno total (NT) el patrón encontrado al comparar los sitios fue similar a lo descrito para el PRS y PT. Los sitios 5.FM, 6.SR y 7.PP fueron los sitios que presentaron concentraciones menores; con valores cercanos a los $150 \mu\text{g N/L}$ y $750 \mu\text{g N/L}$ de NID y NT respectivamente (tabla 3.3; figura 3.4; datos de NO_2 , NO_3 y NH_4 se muestran en anexo II: tabla II.1 y figura II.1). Los sitios 1.SL, 4.EPS, 2.CBZ y 3.EC, presentaron concentraciones levemente superiores. Nuevamente, 8.ESC presentó valores y un rango de variación temporal, marcadamente superior al resto de los sitios, tanto para el NID como para el NT (tabla 3.3 y figura 3.5). Además, en comparación a los otros sitios, 8.ESC tiene una mayor contribución relativa de las formas NO_2 y NH_4 al NID (anexo II: tabla II.1 y figura II.1). Todas las formas nitrogenadas, a excepción del NID, se correlacionaron positivamente con los SST y la MOS (correlación no paramétrica de Spearman, $p < 0,05$; anexo II: tabla II.4).

Para todos los sitios, los menores valores de NID y NT se registraron a fines de verano y otoño durante condiciones de flujo de base, menos 8.ESC (figura 3.5). Los máximos de NID se dan en diferentes meses del año, durante condiciones de flujo variable. Todos los sitios, excepto 2.CBZ y 8.ESC, presentaron las mayores concentraciones de NT en diciembre/2014 durante el evento de pulso extremo de caudal. A diferencia del resto, las menores concentraciones de NT y de NID en 8.ESC ocurrieron durante los pulsos de caudal en diciembre/2014 y octubre/2015. Mientras que, las mayores concentraciones se produjeron en condiciones de flujo de base, siendo el máximo de NID de $7202,94 \pm 44,89 \mu\text{g N/L} \pm \text{DS}$ y el de NT de $27924,99 \pm 1166,34 \mu\text{g N/L} \pm \text{DS}$ (figura 3.5).

Según la concentración de NT, 6.SR presentó condiciones de oligotrofia (concentración de $\text{NT} < 700 \mu\text{gN/L}$), 3.EC, 4.EPS, 5.FM y 7.PP condiciones de mesotrofia (valores entre $700-1500 \mu\text{g N/L}$) y 2.CBZ y 8.ESC fueron eutróficos (valores $\text{NT} > 1500 \mu\text{gN/L}$).

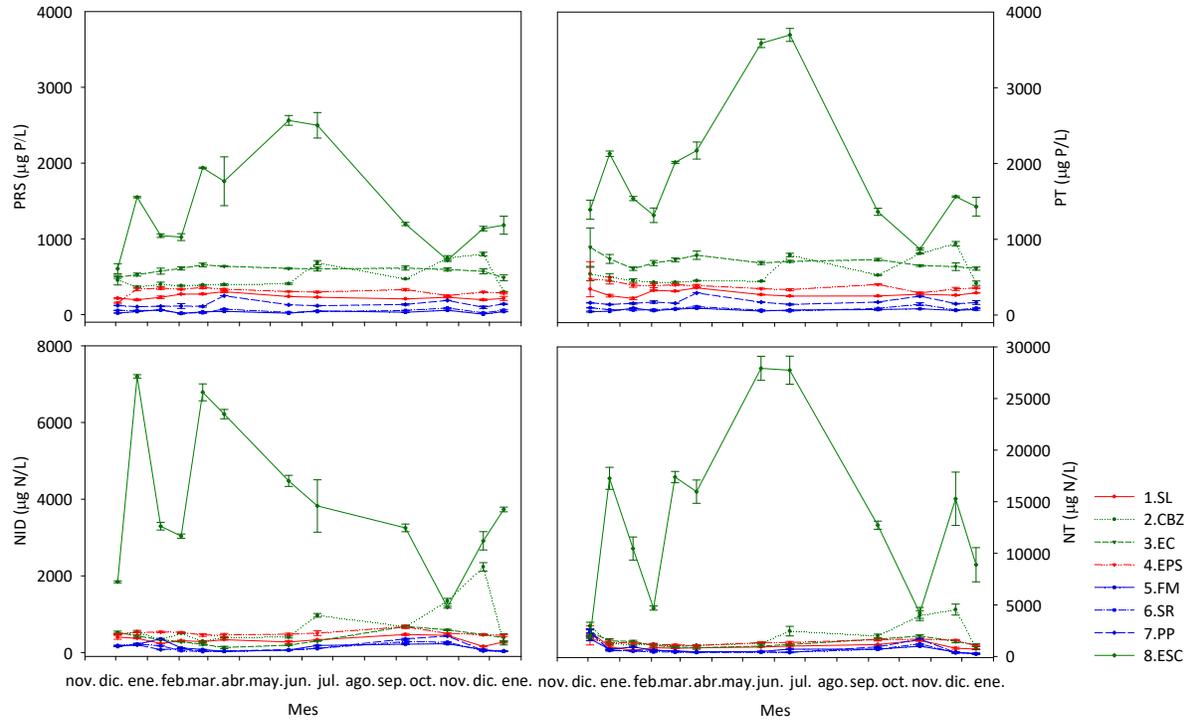


Figura 3.5. Variabilidad temporal (escala logarítmica) en las concentraciones de nutrientes en sus formas disueltas, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y totales, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT). Las barras de error indican el desvío estándar. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Ambas formas disueltas de nutrientes, PRS y NID, presentaron una relación proporcional significativa con la forma total respectiva ($r^2=0,97$ y $r^2=0,76$; respectivamente; figura 3.6) aunque la contribución del NID al NT fue menor si la comparamos con lo que sucedió para el fósforo. La contribución del PRS al PT correspondió a un $76 \pm 27 \% \pm DS$ del PT; mientras que la contribución del NID al NT fue de $29 \pm 14 \% \pm DS$ del NT. Salvo 8. ESC, El NO_3 fue el principal constituyente del NID, con un aporte promedio relativo a este de $79 \pm 25 \% \pm DS$ mientras que en 8.ESC sólo representó en promedio el $19 \pm 14 \% \pm DS$ del NID. Este patrón se invierte para las otras formas de nitrógeno disueltas, NH_4 y el NO_2 , ya que la proporción relativa al NID es mayor en 8.ESC. Mientras que en todos los sitios, en promedio, el NH_4 y el NO_2 representaron sólo un 19 ± 24 y $2 \pm 2 \% \pm DS$ del NID, respectivamente; en 8.ESC su contribución asciende al 77 ± 15 y $4 \pm 3 \% \pm DS$.

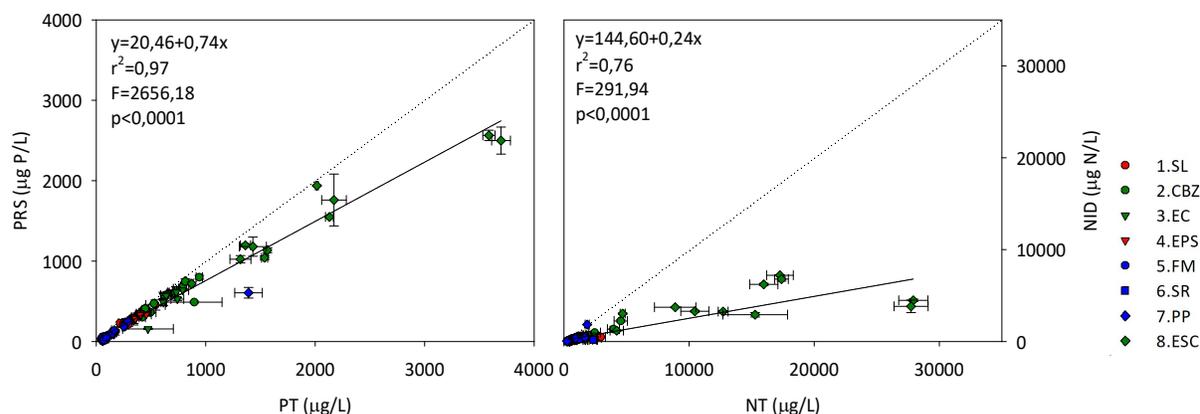


Figura 3.6. Relación entre las formas disueltas de nutrientes y las totales para cada fecha de muestreo y sitio de estudio. Izquierda: relación entre el fósforo como fósforo reactivo soluble (PRS) y el fósforo total (PT). Derecha: relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y nitrógeno total (NT). La línea continua representa la regresión lineal (parámetros insertos en el gráfico) y la punteada la relación 1:1. Las barras de error horizontales y verticales indican los desvíos estándar para cada variable. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Los sitios 1.SL, 4.EPS, 5.FM, 6.SR fueron los que presentaron menores cantidades de sólidos en suspensión totales (SST) con medias cercanas a los 10 mg/L (tabla 3.4). El sitio que presentó la mayor concentración promedio fue el embalse Canelón Grande (3.EC) ($36,7 \pm 23,7$ mg/L \pm DS). Los sitios 2.CBZ, 7.PP y 8.ESC presentaron concentraciones promedio intermedias, cercanas a los 20 mg/L (tabla 3.4). En el sistema Santa Lucía (5.FM, 6.SR y 7.PP) se observó un aumento de la concentración de SST aguas abajo dicho patrón no se observó en los otros dos sistemas donde hay embalses. Casi todos los sitios tuvieron un aumento de los SST durante los eventos de flujos máximos (diciembre/2014 y noviembre/2015; anexo II: figura II.2).

Tabla 3.4. Caracterización de los sitios de muestreos para sólidos en suspensión totales (SST) y su contenido relativo de materia orgánica (MOS). Se muestra la media anual (\bar{X} ; n=12) para cada sitio; el desvío estándar (DS) y los valores mínimos (min) y máximos (máx) para cada una de las variables. Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	SST (mg/L)				MOS (mg/L)				% MOS				Clo a Extr. (u/L)			
	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx
1.SL	13,31	5,89	8,27	29,40	2,86	0,94	1,27	4,79	23,38	8,15	7,61	34,06	3,23	2,69	0,39	8,95
2.CBZ	19,96	15,33	5,00	60,52	3,36	1,32	1,53	6,34	21,17	8,23	6,98	33,74	3,04	1,46	1,48	6,71
3.EC	36,70	23,72	16,27	90,22	5,66	3,16	1,73	11,56	16,84	7,18	9,88	28,86	17,60	33,65	0,99	101,86
4.EPS	8,92	4,45	4,10	19,00	2,37	0,62	1,63	3,50	30,84	10,31	10,06	41,40	2,48	3,02	0,00	10,04
5.FM	10,28	8,52	1,70	27,00	2,58	0,99	1,20	4,13	36,64	21,08	14,21	74,11	3,94	3,51	0,41	10,60
6.SR	12,82	12,95	1,80	40,11	2,60	1,87	0,73	6,94	26,06	13,54	10,69	55,30	3,29	2,93	0,42	10,13
7.PP	19,58	22,05	2,80	72,43	3,04	2,66	1,19	8,60	21,28	13,45	8,45	53,21	8,82	16,35	0,18	57,34
8.ESC	20,05	9,49	5,50	36,72	11,45	8,67	2,84	25,68	54,22	24,24	15,87	90,05	56,97	78,89	3,62	241,73

El sitio que tuvo mayor porcentaje de materia orgánica en suspensión (MOS) en el total de los sólidos fue 8.ESC con una contribución media de $54,2 \pm 24,2$ % \pm DS. El sitio que presentó la menor proporción de MOS $16,8 \pm 7,2$ % \pm DS fue 3.EC (tabla 3.4). El porcentaje de MOS aumentó luego de los pulsos de caudal y los valores máximos ocurrieron durante flujo de base para casi todas las estaciones (fines de otoño e invierno; anexo II: figura II.2). La concentración de MOS estuvo correlacionada positivamente con la de clo *a* y negativamente al OD (correlación no paramétrica de Spearman, $p < 0,05$; anexo II: tabla II.4).

En la mayoría de los sitios la concentración de clorofila *a* (clo *a*) medida por extracción presentó medias menores a los 3,0 µg clo *a*/L. Los sitios 7.PP y 3.EC presentaron medias

mayores, (tabla 3.4). Nuevamente, 8.ESC se diferencia al resto de los sitios con concentraciones de clo *a* marcadamente superiores, con una media de $57,0 \pm 78,9 \mu\text{g clo } a/\text{L} \pm \text{DS}$ y un valor máximo de $241,7 \pm 69,7 \mu\text{g clo } a/\text{L} \pm \text{DS}$ en febrero/2015, durante uno de sus caudales más bajos (figura 3.7). En todos los sitios, las concentraciones mayores de clo *a* son registradas durante el verano y principio del otoño, en condiciones de caudal de base (figura 3.7). Aunque con gran variación temporal, todos los sitios fueron oligotróficos según la concentración de clo *a* (concentración de clo *a* < 10 $\mu\text{g clo } a/\text{L}$) según la clasificación de Dodds excepto 8.ESC que presentó un valor promedio correspondientes a la mesotrofia (entre 10-30 $\mu\text{g clo } a/\text{L}$).

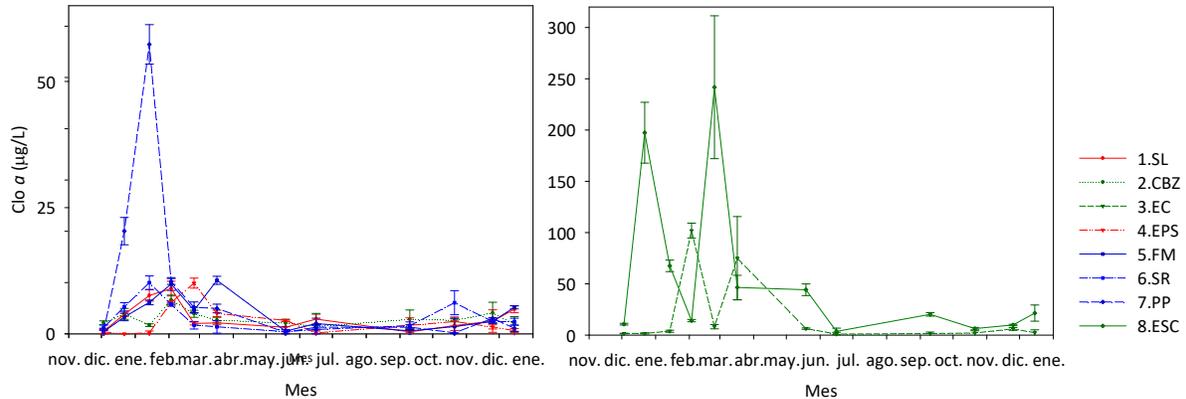


Figura 3.7. Variabilidad temporal de clorofila *a* (clo *a*) de los sitios de muestreo. Se muestran separadamente los sitios 3.EC y 8.ESC por las diferencias de escala. Las barras de error indican el desvío estándar. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

La clo *a*, se correlacionó positiva y significativamente con las concentraciones de PRS, PT, NH_4 , el NO_2 y el NID y se correlacionó negativamente con el caudal (correlación no paramétrica de Spearman, $p < 0,05$; anexo II: tabla II.4). La relación entre la clo *a*, el caudal y los nutrientes se muestra gráficamente en la figura 3.8. De acuerdo con los resultados de las regresiones lineales múltiples con selección de variables significativas en pasos sucesivos hacia atrás la concentración de clo *a* puede ser predicha a partir del Q (relación negativa; grados de libertad = 1; $F = 31,6$; $R^2 = 0,252$; $P < 0,001$).

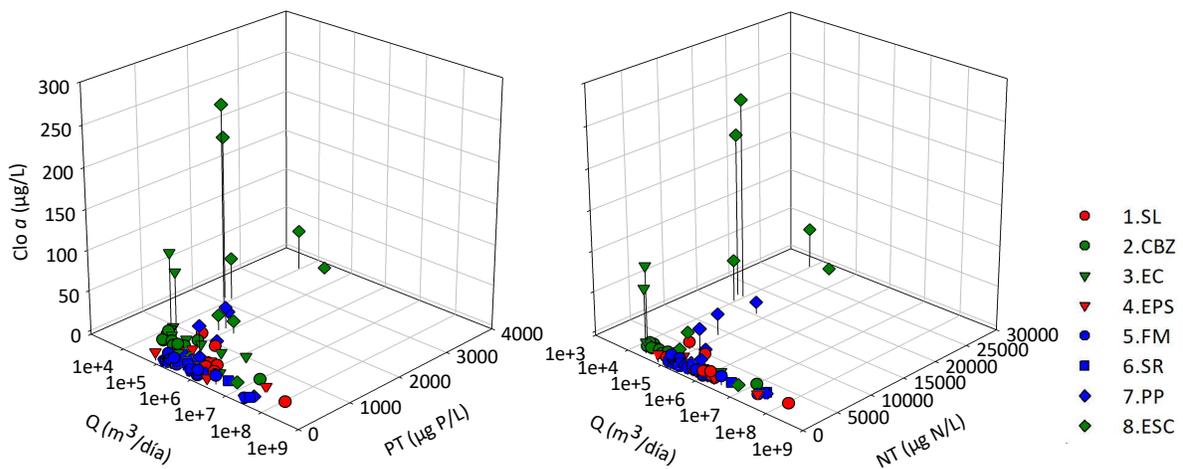


Figura 3.8. Relación entre el caudal (Q, escala logarítmica) y las concentraciones de clorofila *a* (clo *a*) y nitrógeno y fósforo totales (NT y PT).

3.3. Clasificación de los sitios de muestreo según la calidad de agua

A partir del análisis de correlación no paramétrico de Spearman ($p < 0,05$) (anexo II: tabla II.4) se seleccionó un subconjunto de variables para realizar un Análisis de Componentes Principales (ACP), sin aquellas fuertemente correlacionadas entre sí y con las que, por su relevancia ecológica o uso frecuente, fueran pertinentes a los objetivos de este trabajo. Todas las formas de nitrógeno disuelto estuvieron significativa y positivamente correlacionadas entre y con la forma total. Igualmente, la forma disuelta de fósforo se correlacionó significativamente a la forma total. Por ser las formas disueltas de los nutrientes las biológicamente disponibles para el fitoplancton, se optó por utilizar en los análisis posteriores el NID y el PRS. La turbidez del agua se correlacionó significativa y positivamente con los SST por lo que se optó por seleccionar los SST. Por lo tanto, el ACP fue realizado con las siguientes variables: T, pH, K, OD, NID, PRS, SST, MOS y clo *a* (figura 3.9).

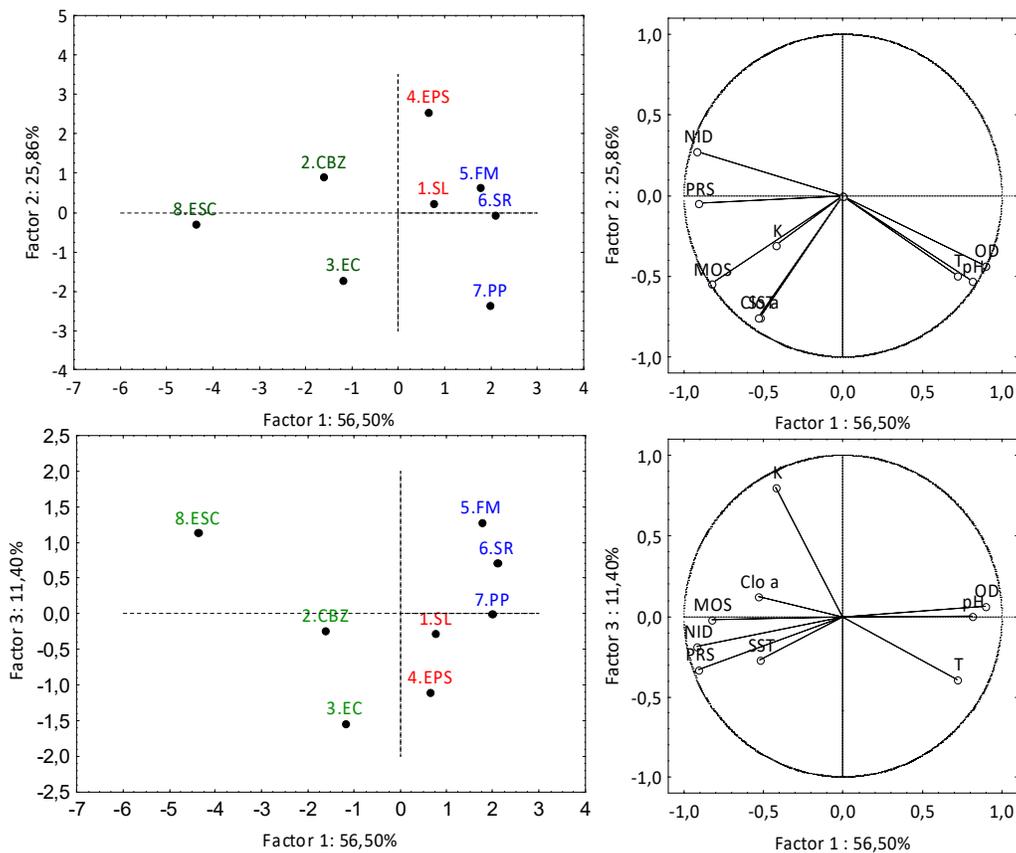


Figura 3.9. Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de un subconjunto de las variables ambientales: T, pH, K, OD, NID, PRS, SST, MOS y clo *a* (abreviaciones en tabla 2.3). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía) (rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Los tres primeros factores del ACP explicaron un 93,76% de la varianza y tuvieron un valor propio >1 (anexo II: tabla II.2). El factor 1, que explicó un 56,50% de la varianza, ordenó los sitios en base a un gradiente de estado trófico y de oxigenación. Los valores más negativos implicarían aguas más enriquecidas y menos oxigenadas (figura 3.9; correlación de las variables con los distintos factores en anexo II: tabla II.3). En base al factor 1, se observó que los sitios se ordenaron en un gradiente de calidad de agua que separó a los tres sistemas. El sistema Canelón Grande-Chico (verde) estuvo asociado a mayores concentraciones de

nutrientes y peores condiciones de calidad de agua. Dentro de este grupo se destacó la separación de 8.ESC, fuertemente influenciado por su alto contenido de nutrientes. En el extremo opuesto, el sistema Santa Lucía (azul) se asoció a mejores condiciones de calidad de agua (menor carga de nutrientes y aguas más oxigenadas). El sistema Santa Lucía Chico (rojo) presentó condiciones intermedias (figura 3.9). El factor 2 (25,86%) estableció un gradiente de materiales en suspensión y $\text{clo } \alpha$, en el que valores más negativos se vincularon a altas concentraciones éstos. Respecto a este factor, los subsistemas Santa Lucía (azul) y Santa Lucía Chico (rojo) se ordenaron desde los sitios ubicados aguas arriba hacia aguas abajo, en un gradiente creciente de concentración de materiales particulados. Para el caso del sistema Canelón Grande-Chico, dicho gradiente creciente no se constató, presentando una relativa disminución del material particulado aguas abajo (figura 3.9). El factor 3 (11,40%), determinado mayormente por la K, ordenó los sitios del sistema Santa Lucía Chico (rojo) según un gradiente creciente de la K, desde aguas arriba hacia aguas abajo. Para el caso del sistema Santa Lucía (azul) el gradiente fue opuesto, con menores K en las estaciones ubicadas aguas abajo. El sistema Canelón Grande-Chico, tampoco se ordenó según este factor en el sentido del flujo.

El sistema Santa Lucía Chico y Santa Lucía mostraron diferencias significativas con el sistema Canelón Grande-Chico para la K (K-W: $H = 15,486$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$), los SST (K-W: $H = 82,044$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$), la MOS (K-W: $H = 25,450$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$) y la $\text{clo } \alpha$ (K-W: $H = 13,061$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$). Para el OD y el PRS los tres sistemas mostraron diferencias significativas entre sí (OD-ANOVA: $F = 26,707$; 2 grados de libertad; $P < 0,001$; *post hoc* Tukey $P < 0,05$; SST-K-W: $H = 82,044$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$). Para el pH el sistema Santa Lucía se diferenció del sistema Canelón Grande-Chico (ANOVA: $F = 11,364$; 2 grados de libertad; $P < 0,001$) y para el NID solo el sistema Santa Lucía fue significativamente distinto (K-W: $H = 57,661$; 2 grados de libertad; $P \leq 0,001$; *post hoc* Dunn's $P < 0,05$).

A partir de los datos de calidad de agua medidos durante los doce muestreos se calcularon los índices $\text{IET}_{\text{ríos}}$ (Lamparelli, 2004), e ICA-SL (Arocena et al., 2008) para los sitios correspondientes a ríos y arroyos, y el TSI_{tsr} (Cunha et al., 2013) para los ubicados en los embalses (3.EC y 4.EPS). De manera general, la clasificación de los sitios a partir de éstos fue similar a la separación establecida por el ACP. Los índices calculados a partir de las medias anuales de las variables (columna de la derecha, tabla 3.5) muestran que el sistema que presentó mejores condiciones de calidad de agua fue el sistema Santa Lucía (azul) y el que presentó las peores fue el sistema Canelón Grande-Chico (verde) El sistema Santa Lucía Chico (rojo) presentó categorías intermedias.

Según el $\text{IET}_{\text{ríos}}$, ninguna de las estaciones presentó condiciones oligotróficas o ultraoligotróficas (tabla 3.5) y sólo dos (5.FM y 6.SR) presentaron mayoritariamente condiciones intermedias mesotróficas. El sitio 8.ESC fue el que presentó las peores condiciones (hipereutrofia) durante todo el año. El resto de los sitios presentaron condiciones variables entre la eutrofia y supereutrofia la mayoría del tiempo. Por otro lado, en los sitios en los que el IET varía temporalmente se observa una disminución en el estado trófico durante algunos meses de verano. Los resultados encontrados a partir del cálculo del ICA-SL fueron similares. Los sitios 5.FM y 6.SR fueron los que presentaron mejores condiciones de calidad de agua la mayor parte del año (clase I: buena y II: regular); 8.ESC el que presentó las peores condiciones (predominantemente clase IV: muy mala) y el resto de los sitios condiciones intermedias (tabla 3.5).

Para los embalses, el TSI_{tsr} indicó mejores condiciones en 4.EPS que en 3.EC donde la condición predominante es de hipereutrofia. Para ambos embalses se observó cierto aumento del estado trófico entre febrero y mayo aunque no se constató un patrón claro.

Tabla 3.5. Estado trófico y calidad de agua de los sitios de estudio a lo largo de los 12 muestreos realizados (diciembre/2014-diciembre/2015) y mediana anual. Para los sitios ubicados en ríos o arroyos se utilizó el Índice de Estado Trófico (IET_{ríos}; Lamparelli, 2004) y el Índice de Calidad de Agua para la cuenca del río Santa Lucía (ICA-SL; Arocena et al., 2008). Para los sitios ubicados en embalses (3.EC y 4.EPS) el Índice de Estado Trófico para embalses tropicales y subtropicales (TSI_{tsr}; Cunha et al., 2013). Niveles tróficos del IET Y TSI_{tsr}: mesotrófico (Meso, verde); eutrófico (Eutro; amarillo); superesutrófico (SuperE; naranja) e hipereutrófico (HiperE, rojo). Niveles de calidad de agua (de color claro a grises más oscuros): buena (I.Buena); regular (II.Regular), Mala (III.Mala) muy mala (IV.MuyM). El código de color en el nombre de los sitios corresponde a los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Sitio	Índice	Fecha de muestreo												mediana
		#1 dic-14	#2 dic-14	#3 ene-15	#4 feb-15	#5 feb-15	#6 mar-15	#7 may-15	#8 jun-15	#9 sep-15	#10 oct-15	#11 nov-15	#12 dic-15	
1.SL	IET _{ríos}	SuperE	Eutro	Eutro	SuperE	SuperE	SuperE	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro
	ICA-SL	II.Regular	II.Regular	II.Regular	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	II.Regular	I.Buena	II.Regular	II.Regular	II.Regular	II.Regular
2.CBZ	IET _{ríos}	SuperE	SuperE	SuperE	SuperE	SuperE	SuperE	SuperE	HiperE	SuperE	HiperE	HiperE	SuperE	SuperE
	ICA-SL	III.Mala	II.Regular	III.Mala	III.Mala	II.Regular	III.Mala	II.Regular	III.Mala	II.Regular	III.Mala	II.Regular	II.Regular	II.Regular
3.EC	TSI _{tsr}	SuperE	SuperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	Eutro	SuperE	SuperE	HiperE	SuperE	HiperE
4.EPS	TSI _{tsr}	Meso		Meso	HiperE	HiperE	SuperE	Eutro	Oligo	Eutro	Eutro	Eutro	Meso	Eutro
5.FM	IET _{ríos}	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso	Meso
	ICA-SL	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena
6.SR	IET _{ríos}	Eutro	Meso	Meso	Meso	Meso	Eutro	Meso	Meso	Meso	Eutro	Meso	Meso	Meso
	ICA-SL	I.Buena	II.Regular	II.Regular	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	I.Buena	I.Buena	I.Buena
7.PP	IET _{ríos}	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro	Eutro
	ICA-SL	I.Buena	I.Buena	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	I.Buena	II.Regular	I.Buena	I.Buena	I.Buena	I.Buena
8.ESC	IET _{ríos}	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE	HiperE
	ICA-SL	IV.MuyM	III.Mala	IV.MuyM	IV.MuyM	IV.MuyM	IV.MuyM	IV.MuyM	III.Mala	III.Mala	III.Mala	II.Regular	III.Mala	III.Mala

3.4. Cargas y coeficientes de exportación

A partir de las mediciones de caudal se estimaron las cargas (Q-) de los nutrientes, SST, MOS y clo α . La mayoría de los sitios presentaron gran variabilidad estacional en las cargas de nutrientes, material particulado y clo α transportados. Con grandes diferencias entre las cargas transportadas durante los pulsos de caudal (diciembre/2014 y octubre/2015) y períodos de estío (período marzo-junio/2015 y diciembre/2015) (anexo II: figuras II.3 a II.5).

Se compararon las cargas relativas (%) transportadas de todas las variables durante condiciones de pulso de caudal (correspondiente a los muestreos del 3-4/12/2014 y del 21-22/10/2015), y durante condiciones de flujo de base (resto del período de estudio), según la clasificación descrita al principio de este capítulo (tabla 3.6). En los tres sistemas, las cargas transportadas durante los pulsos de caudal para la mayoría de las cargas calculadas fue mayor a lo transportado bajo condiciones de flujo de base (a excepción de la Q-clo α en el sistema Santa Lucía y el Q-NH₄ en el Sistema Canelón Grande-Chico). Para todas las variables (Q-NH₄, Q-NO₂, Q-NO₃, Q-NID, Q-NT, Q-PRS, Q-PT, Q-SST, Q-MOS y Q-clo α), existieron diferencias significativas entre las cargas relativas transportadas durante los pulsos de caudal y los flujos de base (estadísticos del test en anexo II: tabla II.5).

Tabla 3.6 Contribución relativa de las cargas (Q-) durante condiciones de pulso de caudal (muestréos del 3-4/12/2014 y del 21-22/10/2015) sobre el total acumulado en el período de estudio (diciembre/2014-diciembre/2015) por sistema: Santa Lucía Chico (sitios: 1.SL, 4.EPS); Santa Lucía (5.FM, 6.SR y 7PP), Canelón Grande-Chico (2.CBZ, 3.EC y 8.ESC).

	carga relativa bajo pulsos de caudal sobre el total acumulado (%)		
	sistema Santa Lucía Chico	sistema Santa Lucía	sistema Canelón Grande-Chico
Q-NH ₄	93	70	46
Q-NO ₂	95	81	73
Q-NO ₃	92	89	90
Q-NID	93	88	83
Q-NT	96	96	89
Q-PRS	90	88	87
Q-PT	93	88	87
Q-SST	96	97	89
Q-MOS	95	95	90
Q-Clo <i>a</i>	63	40	71

Al comparar los aportes absolutos de contaminantes de los dos tributarios que influyen la calidad de agua que llega a la usina potabilizadora de Aguas Corrientes (test Kruskal-Wallis, test *post hoc* Dunn's), el sistema Santa Lucía Chico (rojo) fue el sistema que hizo los mayores aportes, presentando diferencias significativas con el sistema Canelón Grande-Chico (verde) para todas las cargas calculadas (Q-NH₄, Q-NO₂, Q-NO₃, Q-NID, Q-NT, Q-PRS, Q-PT, Q-SST, Q-MOS y Q-clo *a*) (estadísticos del test en anexo II: tabla II.6).

El sitio que presentó las mayores medianas de cargas para todas las variables analizadas fue el sitio 1.SL (tabla 3.7; figura 3.10). En este sitio se registraron también los máximos de cargas transportadas en todo el período de estudio durante la ocurrencia del pulso extremo de caudal (diciembre/2014) (anexo II: figuras II.3 a II.4). Estas fueron de: Q-PRS=30,97 ton P/día; Q-PT=49,20 ton P/día; Q-NID=57,63 ton N/día; Q-NT=345,95 ton N/día; Q-SST=4227,52 ton/día; Q-MOS 689,18 ton/día y Q-clo *a*=0,07 ton clo *a*/día.

Tabla 3.7. Evaluación de las cargas diarias de fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) nitrógeno inorgánico disuelto (NID, nitrógeno total (NT), sólidos en suspensión totales (SST) y materia orgánica en suspensión (MOS). Se muestra la mediana anual (n=12) para cada sitio y los valores mínimos (min) y máximos (máx). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	PRS (ton P/día)			PT (ton P/día)			NID (ton N/día)			NT (ton N/día)			SST (ton/día)			MOS (ton/día)		
	mediana	min	máx	mediana	min	máx	mediana	min	máx	mediana	min	máx	mediana	min	máx	mediana	min	máx
1.SL	0,28	0,07	30,97	0,30	0,10	49,20	0,31	0,09	57,63	0,75	0,24	345,95	13,53	2,98	4227,52	2,56	0,92	689,18
2.CBZ	0,03	0,01	6,80	0,04	0,01	8,11	0,04	0,01	7,28	0,09	0,03	44,09	1,03	0,16	312,57	0,23	0,05	66,50
3.EC	0,02	0,01	0,90	0,02	0,01	1,65	0,01	0,00	0,96	0,04	0,02	4,42	1,13	0,39	45,47	0,17	0,04	11,65
4.EPS	0,16	0,04	4,38	0,19	0,05	13,24	0,24	0,07	13,52	0,55	0,22	46,46	5,15	0,69	323,12	1,13	0,27	90,99
5.FM	0,01	0,00	0,56	0,02	0,01	1,28	0,03	0,00	4,39	0,14	0,02	48,10	1,79	0,23	759,75	0,57	0,18	107,87
6.SR	0,01	0,00	1,92	0,02	0,01	3,34	0,02	0,00	6,31	0,12	0,04	85,34	2,66	0,34	1398,92	0,64	0,14	242,20
7.PP	0,06	0,03	4,33	0,09	0,03	5,88	0,04	0,01	6,32	0,28	0,07	84,95	6,07	0,65	2626,84	0,83	0,35	311,93
8.ESC	0,04	0,00	0,20	0,06	0,00	0,25	0,11	0,00	0,34	0,27	0,00	1,20	0,28	0,00	5,63	0,20	0,00	1,49

El sitio que presentó menores medianas para las cargas de fósforo fue 5.FM; para las formas nitrogenadas fue 3.EC; para el material particulado fue 8.ESC y para la Q-clo *a* fueron 2.CBZ y 3.EC (tabla 3.7; figura 3.10). Los mínimos registrados para todas las cargas ocurrieron en 8.ESC con cargas nulas durante el muestreo de enero/2015 en el cual se constató una situación de aguas quietas (tabla 3.7; anexo II: figuras II.3 a II.4).

Los valores de las diferentes formas de nitrógeno disuelto y las variaciones temporales se muestran separadamente en el anexo II: tabla II.7 y figura II.5.

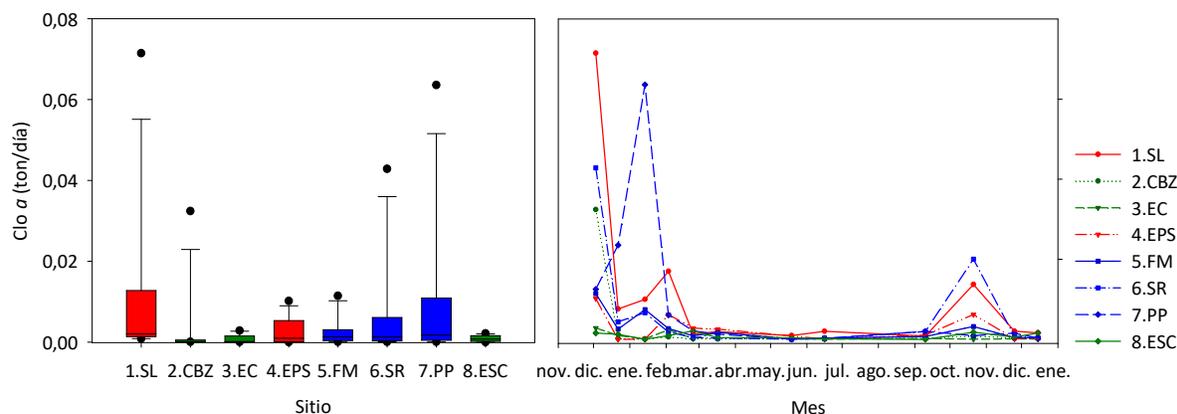


Figura 3.10. Evaluación de las cargas diarias (escala logarítmica) de clorofila *a* (*clo a*). Caracterización de los sitios de muestreos (izquierda) y variabilidad temporal (derecha). En los *box-plots* la línea horizontal indica la mediana, las cajas los percentiles 25 y 75, las barras de error indican los percentiles 10 y 90 y los puntos los datos atípicos. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Se compararon los coeficientes de exportación (CE-) de todas las variables durante condiciones de flujo de base y durante pulsos de caudal. Al igual que con las cargas, todos los CE (CE-NH₄, CE-NO₂, CE-NO₃, CE-NID, CE-NT, CE-PRS, CE-PT, CE-SST, CE-MOS), presentaron diferencias significativas entre ambas condiciones (estadísticos del test en anexo II: tabla II.8). En las que, para los tres sistemas, durante los pulsos de caudal se exportaron la mayoría de los nutrientes y material particulado (tabla 3.8).

Tabla 3.8. Contribución relativa de los coeficientes de exportación (CE-) durante condiciones de pulsos de caudal (muestreos del 3-4/12/2014 y del 21-22/10/2015) sobre el total acumulado en el período de estudio (diciembre/2014-diciembre/2015) por sistema: Santa Lucía Chico (sitios: 1.SL, 4.EPS); Santa Lucía (5.FM, 6.SR y 7PP), Canelón Grande-Chico (2.CBZ, 3.EC y 8.ESC).

	CE relativos bajo pulsos de caudal sobre el total acumulado (%)		
	sistema Santa Lucía Chico	sistema Santa Lucía	sistema Canelón Grande-Chico
CE-NH ₄	93	69	41
CE-NO ₂	94	80	68
CE-NO ₃	90	89	86
CE-NID	91	88	76
CE-NT	95	96	83
CE-PRS	87	88	81
CE-PT	92	88	81
CE-SST	95	97	84
CE-MOS	94	95	85

El sistema que exportó más nutrientes y MOS por hectárea es el sistema Canelón Grande-Chico (verde) con un promedio anual de 3,7 kg P/ha.año de PT; 19,6 kg N/ha.año de NT y 29,66 kg/ha.año de MOS (valores correspondiente al sitio 2.CBZ) (figura 3.11). Del PT exportado, en promedio, la mayoría se encuentra en forma disuelta (84%) mientras que sólo un 18% del NT

corresponde a ésta forma. A este sistema le sigue el sistema Santa Lucía Chico (rojo), cuyos promedios de exportación anuales de PT y NT fueron de 2,0 kg P/ha.año y 13,4 kg N/ha.año, respectivamente y de MOS de 26,95 kg/ha.año (valores correspondientes al sitio 1.SL) (figura 3.11). Al igual que en el caso anterior, la mayoría del fósforo (un 65%) se exporta en su forma disuelta, mientras que el nitrógeno se exporta mayoritariamente en su forma particulada (82%). Finalmente, el sistema que presentó menores coeficientes de exportación de nutrientes y MOS fue el sistema Santa Lucía (azul) (figura 3.11). Las medias anuales corresponderían a valores de 0,5 kg P/ha.año y 6,0 kg N/ha.año de PT y NT, respectivamente y 22,62 kg/ha.año de MOS (valores correspondientes al sitio 7.PP). Al igual que en los otros dos sistemas, en este también la mayoría del fósforo (74%) se exporta en forma disuelta mientras que el nitrógeno se exporta mayoritariamente en forma particulada (90%).

Al comparar estadísticamente los tres sistemas (test Mann-Whitney), el sistema Santa Lucía (azul) presentó diferencias significativas con el sistema Canelón Grande-Chico (verde) para todos los CE excepto el CE-NO₃. El sistema Santa Lucía Chico (rojo) no presentó diferencias significativas con el sistema Canelón Grande-Chico mientras que sí presentó diferencias para todos los CE de nutrientes (excepto el CE-NO₂) con el sistema Santa Lucía (estadísticos del test en anexo II: tabla II.9).

De manera opuesta al patrón descrito para los nutrientes y la MOS, el sistema que presentó mayores coeficientes de exportación de SST fue el sistema Santa Lucía (azul; figura 3.11). Este sistema exportó en promedio anualmente 185,0 kg/ha.año de SST (valores correspondientes al sitio 7.PP). En segundo lugar, el sistema Santa Lucía Chico (rojo, figura 3.11) exportó una valor promedio anual de 162,9 kg/ha por año de SST (valores correspondientes a 1.SL). Finalmente, el sistema Canelón Grande-Chico es el que exportó menores cantidades de sólidos cuyo promedio de exportación en escala anual 141,9 kg/ha.año de SST (valores correspondientes a 2.CBZ).

Al analizar la variabilidad temporal de los coeficientes de exportación de los nutrientes y los sólidos en suspensión, sitio por sitio (anexo II: figuras II.6 y II.7), se observa que estos acompañaron los cambios ocurridos en la precipitación en el período de estudio (figura 3.2) presentando todos gran variabilidad temporal. Para todas las microcuencas, el máximo de exportación de nutrientes ocurrió en el primer muestreo (diciembre/14) bajo condiciones de flujos extremos, y un segundo máximo en octubre/2015. Los coeficientes de exportación mínimos se produjeron durante los meses de estío, en otoño-invierno/2015 y diciembre/2015.

En el anexo II (figuras II.8 y II.9) se muestran los coeficientes de exportación de cada una de las formas disueltas de nitrógeno por separado y su variabilidad temporal.

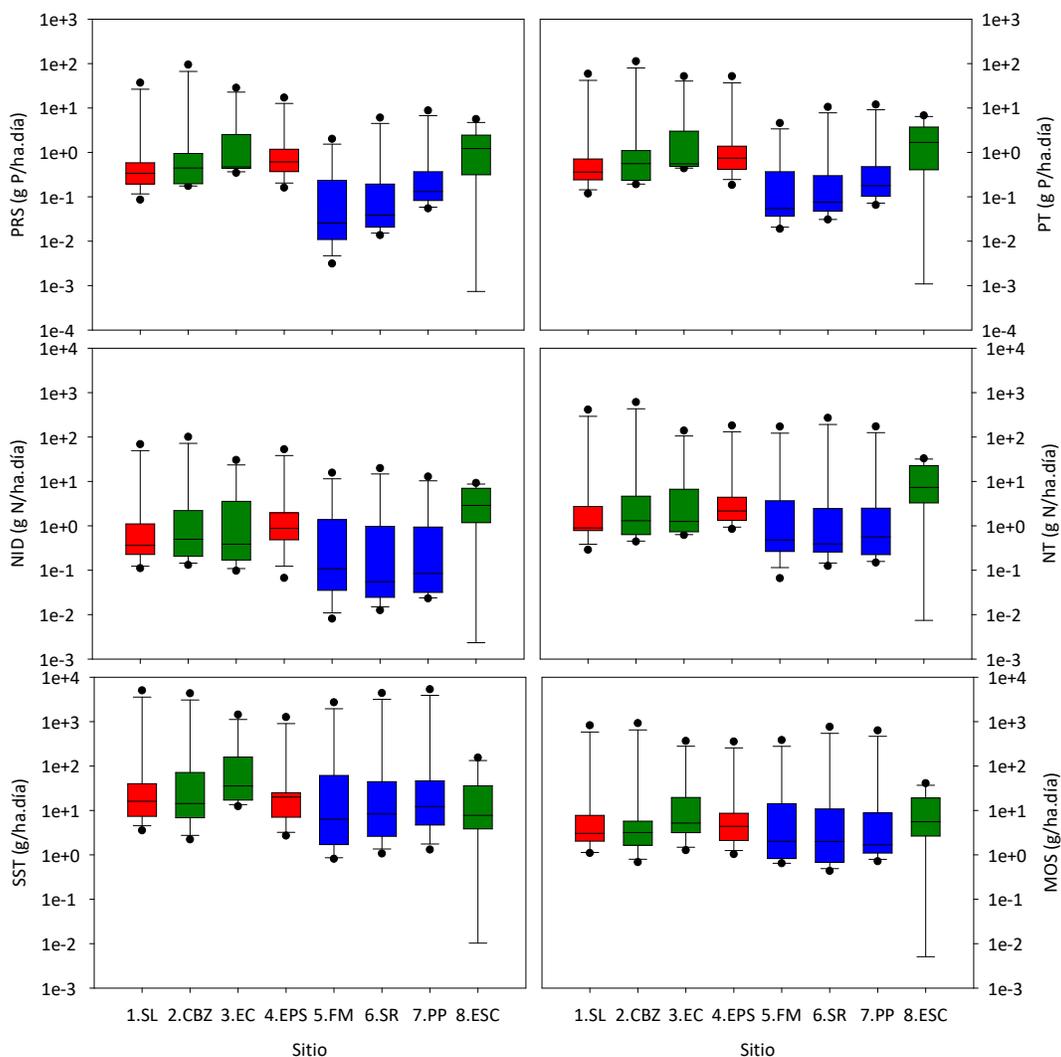


Figura 3.11. Evaluación de los coeficientes de exportación de cada cuenca (escala logarítmica) del fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), los sólidos en suspensión totales (SST) y la materia orgánica en suspensión (MOS). La línea horizontal indica la mediana, las cajas los percentiles 25 y 75, las barras de error indican los percentiles 10 y 90 y los puntos los datos atípicos. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

3.5. Respuesta de la concentración de nutrientes a las variaciones de caudal

Se analizó cómo varió la concentración de nutrientes (PT, PRS, NT y NID) y los sólidos totales en suspensión (SST) en función del caudal en cada sitio de muestreo y su ajuste a una función potencial (anexo II: figuras II.11-13). En esta sección se presentan solamente los casos que presentaron ajustes significativos para las diferentes variables (figuras 3.12-3.14).

Cuando se analizó la variación de la concentración PT y PRS en función del caudal los sitios 3.EC y 8.ESC prestaron un ajuste a la función potencial (positivo el primero y negativo el segundo) para el PT (figura 3.12, gráficos de la izquierda). Para el PRS, los sitios 4.EPS y 8.ESC presentaron un ajuste significativo a la función potencial negativa (figura 3.12, gráficos de la derecha).

Al analizar la variación de la concentración del NT y los SST con el caudal, cuatro sitios, 1.SL, 5.FM, 6.SR y 7.PP, presentaron un buen ajuste a la función potencial positiva (estadísticos en el gráfico; figuras 3.13 y 3.14). Los sitios del sistema Santa Lucía (5.FM, 6.SR y 7.PP) también presentaron buenos ajustes para el NID y el sitio 3.EC para el NT (figura 3.13). Por su parte, 8.ESC, presentó un buen ajuste a un modelo potencial negativo para ambas formas nitrogenadas (figura 3.13).

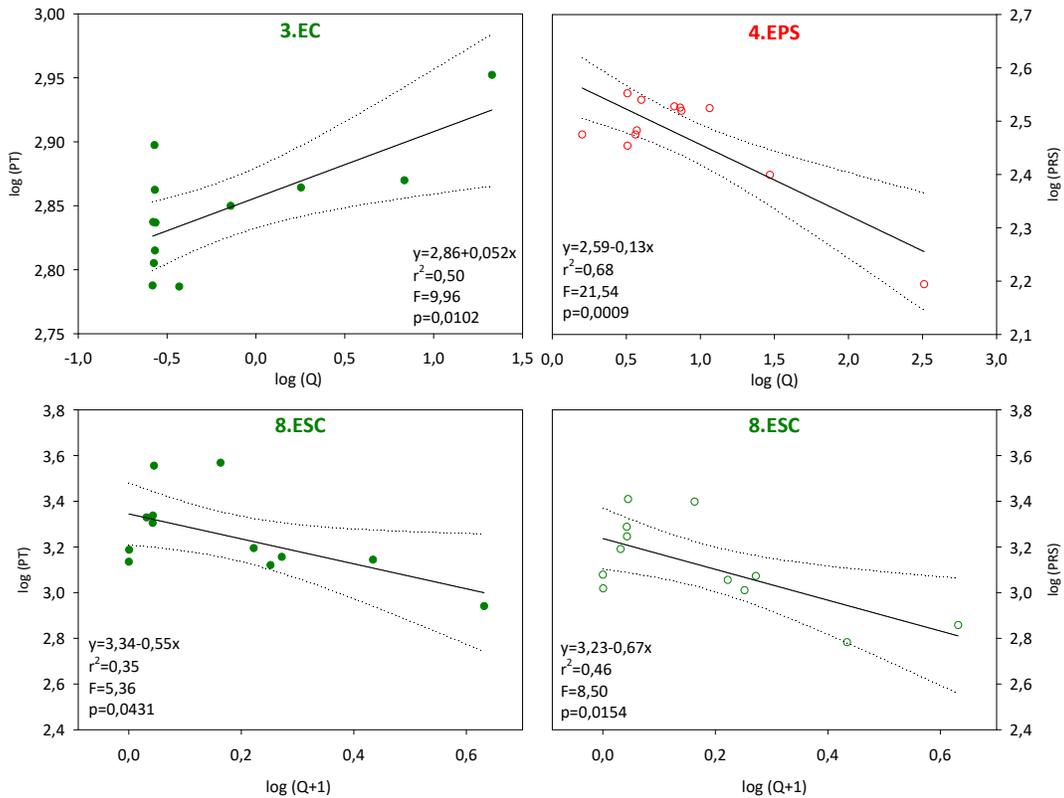


Figura 3.12. Concentración de fósforo total (PT, círculos llenos) y el fósforo reactivo soluble (PRS, círculos vacíos) en función del caudal (Q) para los sitios que presentaron ajustes significativos. Los datos de PT y PRS están en $\mu\text{g P/L}$ y el Q en $\text{m}^3/\text{día}$. Ambos ejes se presentan en escala logarítmica (linealización de la función potencial). Se muestra el ajuste de tendencia lineal (línea sólida; ecuación y estadísticos en el gráfico) y los intervalos de confianza 95 % (línea punteada). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

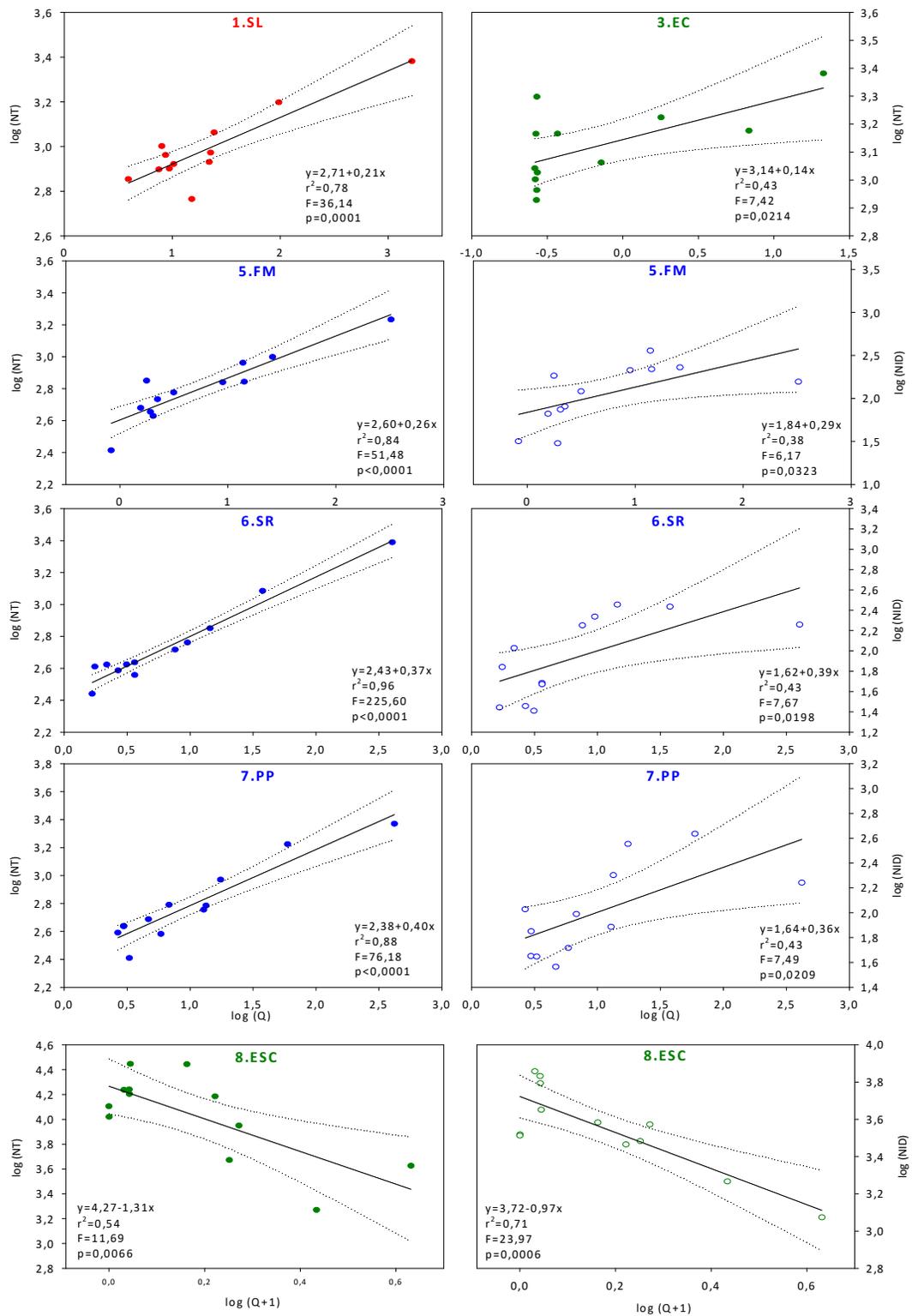


Figura 3.13. Concentración de nitrógeno total (NT, círculos llenos) y el nitrógeno inorgánico disuelto (NID, círculos vacíos) en función del caudal (Q) para los sitios que presentaron ajustes significativos. Ambos ejes se presentan en escala logarítmica (linealización de la función potencial). Los datos de NT y NID están en $\mu\text{g N/L}$ y el Q en $\text{m}^3/\text{día}$. Se muestra el ajuste de tendencia lineal (línea sólida; ecuación y estadísticos en el gráfico) y los intervalos de confianza 95 % (línea punteada). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

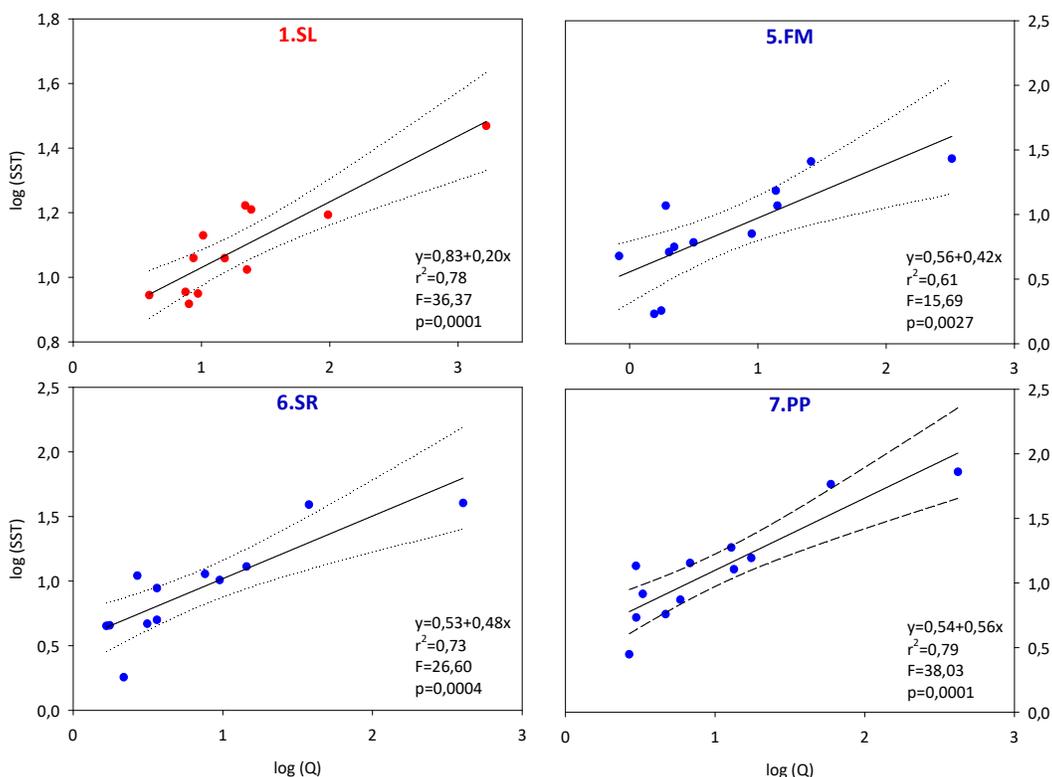


Figura 3.14. Concentración de de los sólidos suspendidos totales (SST) en función del caudal (Q) para los sitios que presentaron ajustes significativos. Los datos de SST están en mg/L y el Q en m³/día. Ambos ejes se presentan en escala logarítmica (linealización de la función potencial). Se muestra el ajuste de tendencia lineal (línea sólida; ecuación y estadísticos en el gráfico) y los intervalos de confianza 95 % (línea punteada). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo) y sistema Santa Lucía (azul).

3.6. Usos de suelo: estado de la situación para el año 2015

En la figura 3.15 se muestra el porcentaje de las diferentes categorías de cobertura de suelo para el año 2015 para cada subcuenca. En general las coberturas relativas preponderantes son los cultivos (%C) y la vegetación natural o semi-natural (%V). De este análisis puede observarse que las cuencas que presentaron mayor cobertura de usos de suelos más intensivos coinciden con las que mostraron peores condiciones de calidad de agua, mayor estado trófico y mayores coeficientes de exportación de nutrientes y MOS Según los resultados presentados en secciones anteriores.

Las tres cuencas que presentaron mayor porcentaje de cobertura agrícola fueron las que pertenecen al sistema Canelón Grande Chico: 8.ESC, 3.EC y 2.CBZ (69,7; 69,3 y 69,2 %C; respectivamente). Dichas cuencas son las que también presentaron mayor superficie relativa urbana (%U), siendo 8.ESC la que posee la mayor cobertura relativa en esta categoría (4,8 %U) (figura 3.15). A éstas les siguen, en orden decreciente en superficie relativa de cultivos, el sistema Santa Lucía Chico (4.EPS y 1.SL con porcentajes de superficie agrícola de 44,9 y 43,0 %C respectivamente) y luego las pertenecientes al sistema Santa Lucía: 7.PP, 6.SR, 5.FM (36,4; 23,9 y 19,4 %C; respectivamente). Estas tres últimas fueron las que presentaron mayores porcentajes de cobertura forestal cercanos al 10 % (figura 3.15).

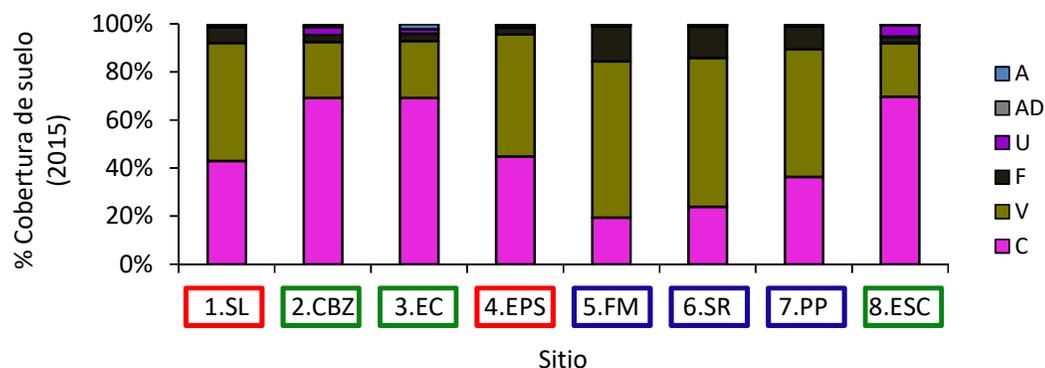


Figura 3.15. Coberturas de suelo para el año 2015. Aguas (A); Áreas desnudas (AD); Superficies artificiales y urbanizadas (U); Plantación forestal (F); Vegetación natural y semi-natural (V) y Cultivos no forestales (C). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

El grado de asociación entre las variables ambientales y las coberturas relativas de %C, %F y %V fue analizado mediante una correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0,05$) (anexo II: tabla II.10). Algunas de estas relaciones se muestran gráficamente en la figura 3.16.

La superficie relativa de cultivo estuvo asociada significativamente a varios parámetros que indican un empobrecimiento de la calidad del agua (tabla II.10 y figura 3.16). Por ejemplo, %C se asoció significativa y positivamente a todas las formas de nutrientes analizadas, los coeficientes de exportación de NO_2 y PT, la turbidez, los SST, la MOS y negativamente al OD y los índices IET y TSI_{ts} . Al analizar los resultados para las mismas variables para la cobertura de suelo de vegetación natural y semi-natural el resultado es opuesto y significativo (a excepción de los índices que no presentaron correlaciones significativas) indicando una asociación de esta cobertura de suelo con mejores condiciones de calidad de agua. Además de estas variables, %V se correlacionó negativamente con la carga de NH_4 , y el coeficiente de exportación de PRS (tabla II.10).

De acuerdo con los resultados de las regresiones lineales múltiples con selección de variables significativas en pasos sucesivos hacia atrás la concentración de PT en los cursos de agua puede ser predicha por la combinación lineal positiva de la K, el NT y el %C (grados de libertad = 3; $F = 344,8$; $R^2 = 0,918$; $P < 0,001$). Por su parte el NT puede ser predicho por las siguientes variables explicativas Q, turbidez, PT (relaciones positivas) y %C (relación negativa) (grados de libertad = 4; $F = 52,2$; $R^2 = 0,697$; $P < 0,001$).

La cobertura forestación (%F) presentó un patrón de correlación con las variables ambientales general similar al encontrado para %V (tabla II.10).

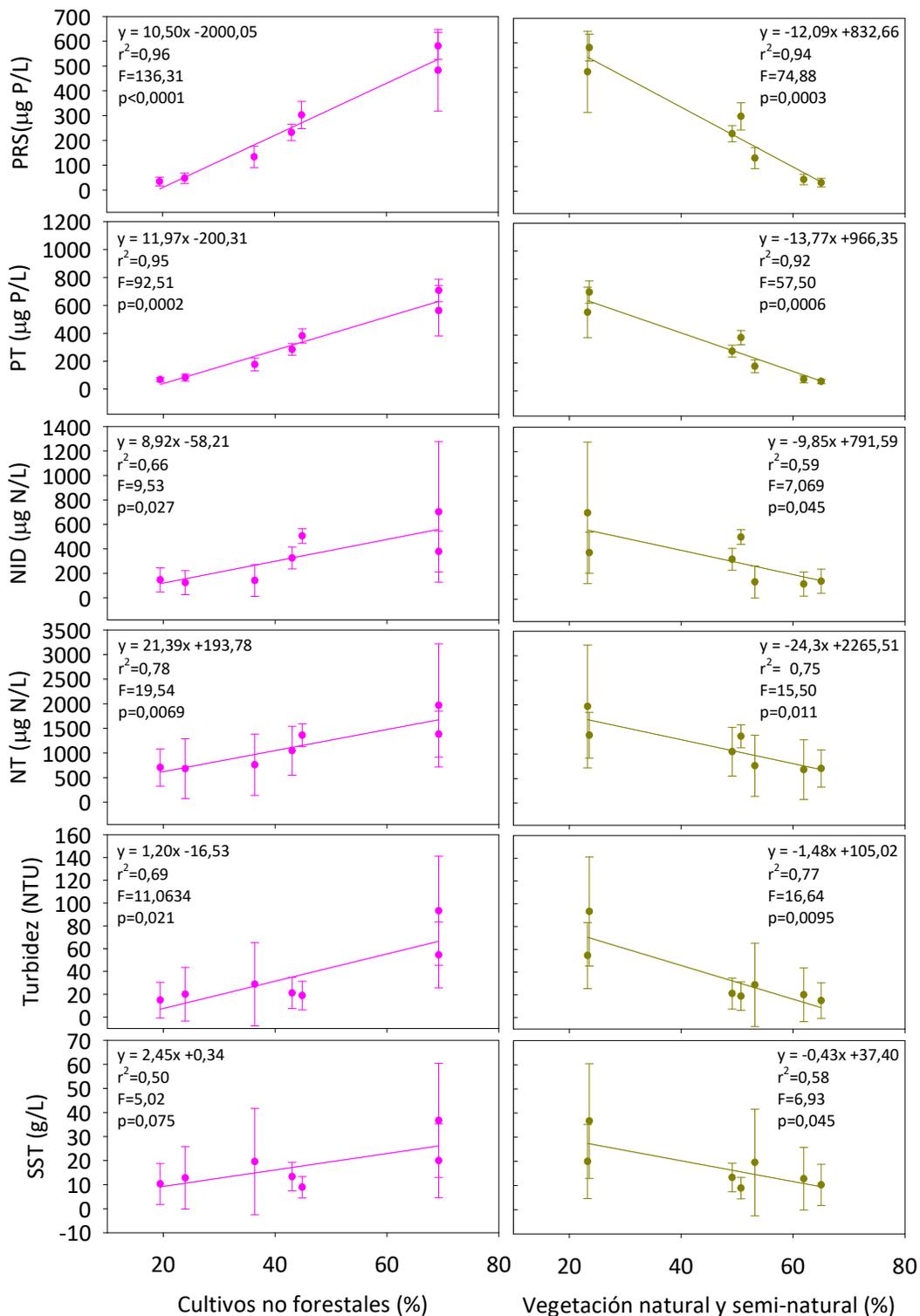


Figura 3.16. Relación entre la superficie relativa de cultivos no forestales (izquierda) y la vegetación natural y semi natural (derecha) con las concentraciones de fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), la turbidez y la concentración de sólidos suspendidos totales (SST). Las barras de error indican el desvío estándar. Se ajusta líneas de tendencia lineal; ecuación y coeficiente de determinación en el gráfico.

4. Resultados (parte II): Series temporales 2004-2016

4.1. Consideraciones generales

La base de datos generada comprendió un período de 13 años (2004 - 2016) y 4842 datos, distribuidos de manera variable según el año y el parámetro medido (tabla 4.1). El 2004 es el año para el cual se dispone de menor cantidad de datos ($n_{\text{total}} = 76$). El 2015, fue el año para el que se dispuso de mayor cantidad de datos ($n_{\text{total}} = 1397$), ya que se incluyeron los datos generados en el proyecto en el cual se enmarca esta tesis. Para el resto de los años, el n_{total} varió entre 163 y 363.

La cantidad total de datos por parámetro también varió según el año (tabla 4.1). Los parámetros con los que se contó con menor cantidad de datos fueron el PRS ($n_{\text{total}} = 132$), el NT ($n_{\text{total}} = 244$) y los SST ($n_{\text{total}} = 261$). Tanto para el NT como el PRS no se tuvieron datos para los años comprendidos entre 2004-2008 y 2011, 2012 y tampoco se dispusieron de datos de PRSP para el 2013 y 2016. Para los SST no se contaron con datos para los años 2011, 2012, 2013 y 2016. Para el resto de los parámetros se dispuso de datos para todos los años con un n_{total} que varió entre 434 y 497.

Tabla 4.1. Número total de datos por año y variable utilizados para generar la secuencia temporal 2004-2016. Valores atípicos no incluidos. Por código de variables ver tabla 2.3.

Año	T	pH	K	Turb.	OD	NH ₄	NO ₂	NO ₃	NT	PRS	PT	SST	Total
2004	8	8	8	8	6	7	7	8	0	0	8	8	76
2005	40	40	37	38	30	33	37	38	0	0	35	37	365
2006	24	24	24	24	20	20	24	22	0	0	22	24	228
2007	32	29	31	31	25	24	30	29	0	0	28	32	291
2008	26	25	25	25	26	22	24	23	0	0	15	25	236
2009	24	24	24	22	24	18	24	18	16	13	23	21	251
2010	32	32	29	28	32	31	31	31	23	28	31	25	353
2011	32	31	32	25	32	27	23	31	0	0	25	0	258
2012	48	45	45	46	41	46	39	46	0	0	43	0	399
2013	24	24	24	22	24	23	17	23	4	0	24	0	209
2014	64	64	64	53	63	55	63	58	59	16	64	13	636
2015	128	128	128	118	127	115	125	124	127	75	126	76	1397
2016	15	14	15	13	15	13	14	15	15	0	14	0	143
Total	497	488	486	453	465	434	458	466	244	132	458	261	4842

4.2. Caracterización de los sitios de estudio en el período 2004-2016

Todos los sitios mostraron variaciones temporales similares en sus variables físico-químicas (T, pH, OD, K, turbidez, SST) sin un patrón o temporal significativo (anexo III: figuras III.1 a III.6). En general, todos los sitios oscilaron entre rangos similares para estas variables (T: 7,20 - 29,30 °C; pH: 6,12 - 9,05; OD: > 7,38 mg/L; medias de K < 356,09 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y turbidez < 25,20 NTU) con algunas excepciones (figura 4.1). El sitio 8.ESC al igual a lo ocurrido para los datos para el año 2015, se diferenció del resto de los sitios por condiciones de calidad de agua más empobrecidas, reflejadas en menores concentraciones de OD ($3,17 \pm 2,11 \text{ mg/L} \pm \text{DS}$) y K marcadamente mayores ($787,39 \pm 448,80 \mu\text{S}/\text{cm} \pm \text{DS}$). Además, los otros dos sitios de el sistema Canelón Grande-Chico se diferenciaron también por menores concentraciones de OD (2.CBZ; $5,09 \pm 1,85 \text{ mg/L} \pm \text{DS}$) y alta turbidez (2.CBZ y 3.EC; $42,48 \pm 23,25$ y $60,10 \pm 26,34 \text{ NTU} \pm \text{DS}$) (figura 4.1).

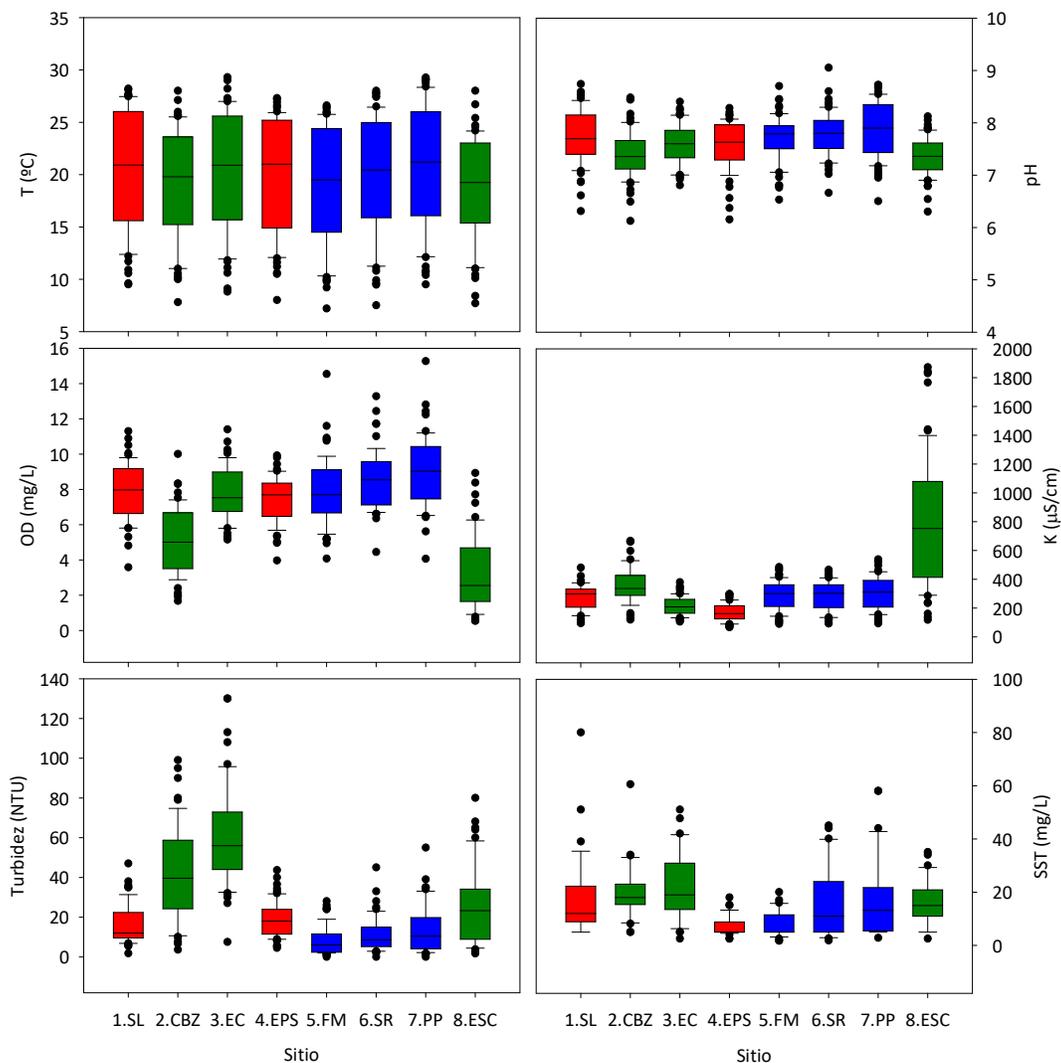


Figura 4.1. Caracterización fisicoquímica en el período 2004-2016 de los sitios de muestreo para temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD) y conductividad (K), turbidez y los sólidos en suspensión totales (SST). Para los SST no se dispuso de datos para los años 2011, 2012, 2013 y 2016. La línea horizontal indica la mediana, las cajas los percentiles 25 y 75, las barras de error indican los percentiles 10 y 90 y los puntos los datos atípicos. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Al igual que lo que ocurre con las variables físico-químicas ya mencionadas, respecto a los nutrientes, los sitios que presentaron mayores concentraciones fueron los pertenecientes al sistema Canelón Grande-Chico (verde), lo que refleja un mayor estado trófico y peores calidades de agua (figura 4.2). Nuevamente, el sitio 8.ESC se separa del resto con concentraciones marcadamente superiores. El sistema Santa Lucía (azul) es el sistema que presentó las concentraciones medias más bajas, y el sistema santa Lucía Chico (rojo) presenta concentraciones intermedias. Las variaciones temporales de todas las formas de nutrientes analizadas se muestran en el anexo III: figuras III.8 a III.10, algunas tendencias temporales se analizan en detalle a continuación.

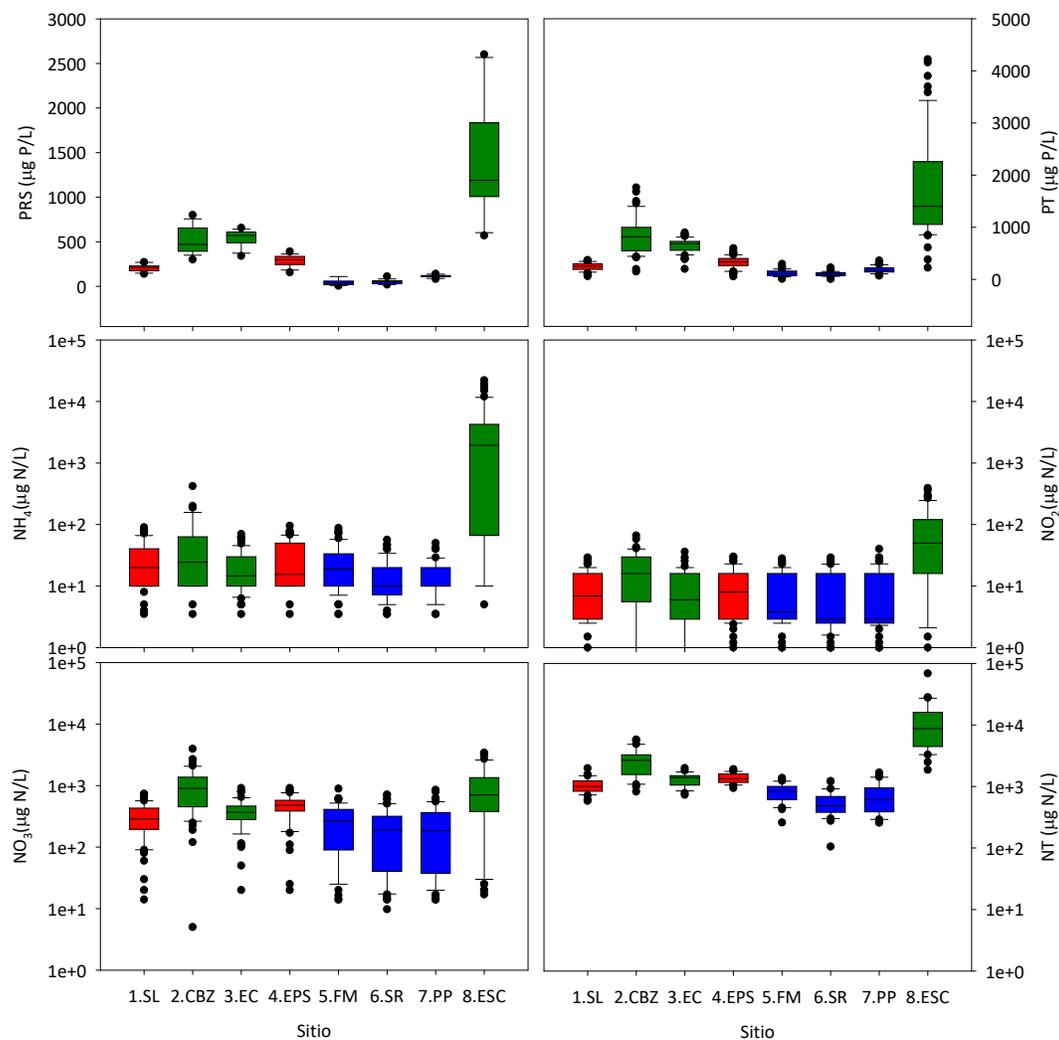


Figura 4.2. Caracterización de la concentración de nutrientes en los sitios de estudio en el período 2004-2016. Se muestra la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y formas nitrogenadas (escala logarítmica): amonio (NH_4), nitrito (NO_2), nitratos (NO_3) y nitrógeno total (NT). Para el PRS los datos corresponden a los años 2009, 2010, 2014 y 2015; para el NT los datos corresponden a los años 2009, 2010, y período comprendido entre el 2013-2016; mientras que para las formas disueltas de nitrógeno y el PT se dispuso de datos para todo el período. La línea horizontal indica la mediana (en el caso de los compuestos nitrogenados, los números indican sus valores en $\mu\text{g/L}$), las cajas los percentiles 25 y 75, las barras de error indican los percentiles 10 y 90 y los puntos los datos atípicos. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

4.3. Tendencias temporales 2004-2016: cambios en el uso del suelo y en la concentración de nutrientes

En general, la cobertura de suelo predominante en el período analizado fue la de vegetación natural y semi-natural (%V), que, salvo para los sitios correspondientes al sistema Canelón Grande-Chico (verde), es superior o cercana al 50%. A esta le siguió en importancia la superficie de cultivos no forestales (%C), con porcentajes variables entre 6,2% y 69,7%, y luego la superficie de plantación forestal (%F) con superficies que ocuparon entre un 1,2% y un 14,5% (figura 4.3). El resto de las categorías analizadas presentaron coberturas que no superan el 5%, donde se destaca la superficie de la categoría urbana (%U) en la cuenca 8.ESC, cercana

al 5%, marcadamente superior a la registrada en las otras cuencas. Por detalles de la composición de cada categoría analizada ver tabla 2.4.

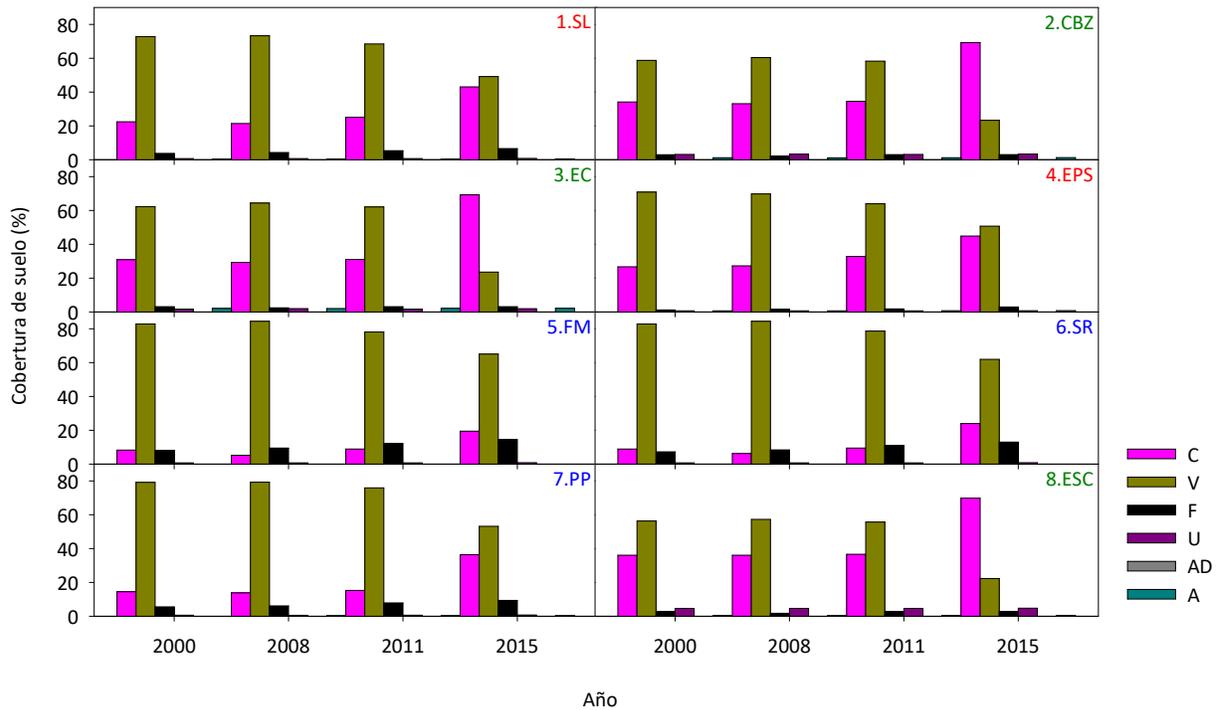


Figura 4.3. Variación temporal de la cobertura del suelo en cada sitio de estudio. Aguas (A); Áreas desnudas (AD); Superficies artificiales y urbanizadas (U); Plantación forestal (F); Vegetación natural y semi-natural (V) y Cultivos no forestales (C). Por detalles de la composición de cada categoría analizada ver tabla 2.4. Los colores en los nombres de los sitios muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

La tendencia más notoria respecto a la cobertura de suelo para todos los sitios fue el aumento de la cobertura de la categoría cultivos no forestales en detrimento de la cobertura de la categoría vegetación natural y semi-natural (figura 4.4). Ambas categorías presentaron una relación lineal negativa altamente significativa ($r^2 = 0,97$).

Para todas las cuencas, la cobertura de cultivos en el 2015 duplicó la superficie registrada en el 2000. Dicho aumento, en general, no ocurrió de forma paulatina sino que se registra de manera abrupta en la capa correspondiente al año 2015, por lo tanto, ocurrió en un período no mayor a 4 años (figura 4.3). Se destaca en particular los cambios ocurridos en las tres cuencas correspondientes al sistema Canelón Grande-Chico (2.CBZ, 3.Ec y 8.ESC; verde), donde en el 2000 la superficie de vegetación natural y semi-natural duplicaba a la superficie de cultivos, mientras que en el 2015 la situación se invierte y la superficie de cultivos pasó a duplicar la de vegetación natural y semi-natural.

Por otro lado, en las cuencas correspondientes los sistemas Santa Lucía (azul) y Santa Lucía Chico (rojo) ocurrió un aumento de la superficie dedicada a la plantación forestal, con una superficie del doble en el año 2015 en comparación a la registrada en el 2000. A diferencia de la categoría cultivos no forestales, el aumento en la superficie de las plantaciones forestales ocurrió de manera más gradual durante los 15 años analizados (figura 4.3). En el resto de las categorías analizadas no se observó ninguna tendencia evidente de cambio.

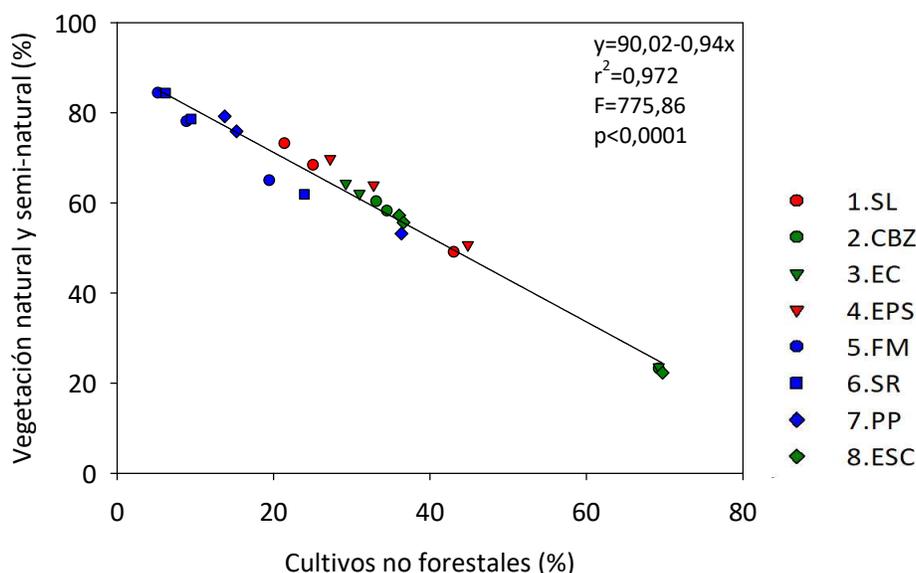


Figura 4.4. Variación de la categoría de cobertura de suelo Vegetación natural y semi-natural en función de la categoría de cobertura de suelo Cultivos no forestales. La línea continua representa la regresión lineal (parámetros insertos en el gráfico). Período de estudio 2000-2015. Por detalles de la composición de cada categoría analizada ver tabla 2.4. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Para el análisis de las tendencias temporales en la concentración de nutrientes de los ocho sitios se eligieron las variables de PT, para el caso del fósforo y el NO₃ para el caso del nitrógeno, por ser las formas de los nutrientes para las cuales se dispuso de mayor cantidad de datos (n=458 y n=466, PT y NO₃ respectivamente; tabla 4.1). La variación temporal en el período estudiado del resto de las variables se presenta en el anexo III: figuras III.8 a III.10.

La mayoría de los sitios, y al menos uno por cada sistema estudiado, presentaron una tendencia creciente en la concentración de PT (figura 4.5). Las tendencias temporales de PT en 1.SL, 6.SR y 7.PP se ajustaron mejor (respecto a un ajuste lineal) a un modelo de regresiones partidas de dos tramos. Presentando una tendencia incremental hasta el año 2010 (1.SL), 2012 (6.SR) o 2013 (7.PP) a partir del cual la tendencia pasa a ser negativa. Los dos embalses, 3.EC y 4.EPS se ajustaron mejor a modelos lineales de pendiente positiva. Solamente, tres sitios (2.CBZ, 5.FM y 8.ESC), no presentaron patrones claros de tendencia (figura 4.5).

Para el caso del NO₃, la mayoría de los sitios no presentaron patrones claros de tendencias (figura 4.6), por lo tanto, no se pudieron obtener ajustes significativos a modelos lineales o de regresiones partidas. Solamente 1.SL y 7.PP pudieron ser ajustados a modelos de regresiones partidas de dos tramos. Estos sitios, mostraron una tendencia creciente en la concentración de NO₃ hasta los años 2005 y 2006, luego de los cuales la tendencia pasa a ser negativa (figura 4.6).

Al analizar como variaron las concentraciones de ambas formas de nutrientes con los cambios ocurridos en el uso de suelo, tanto para el NO₃ como el PT se observa una relación positiva con el aumento de la superficie de cultivos no forestales y la relación inversa con la cobertura de vegetación natural y seminatural (figura 4.7)

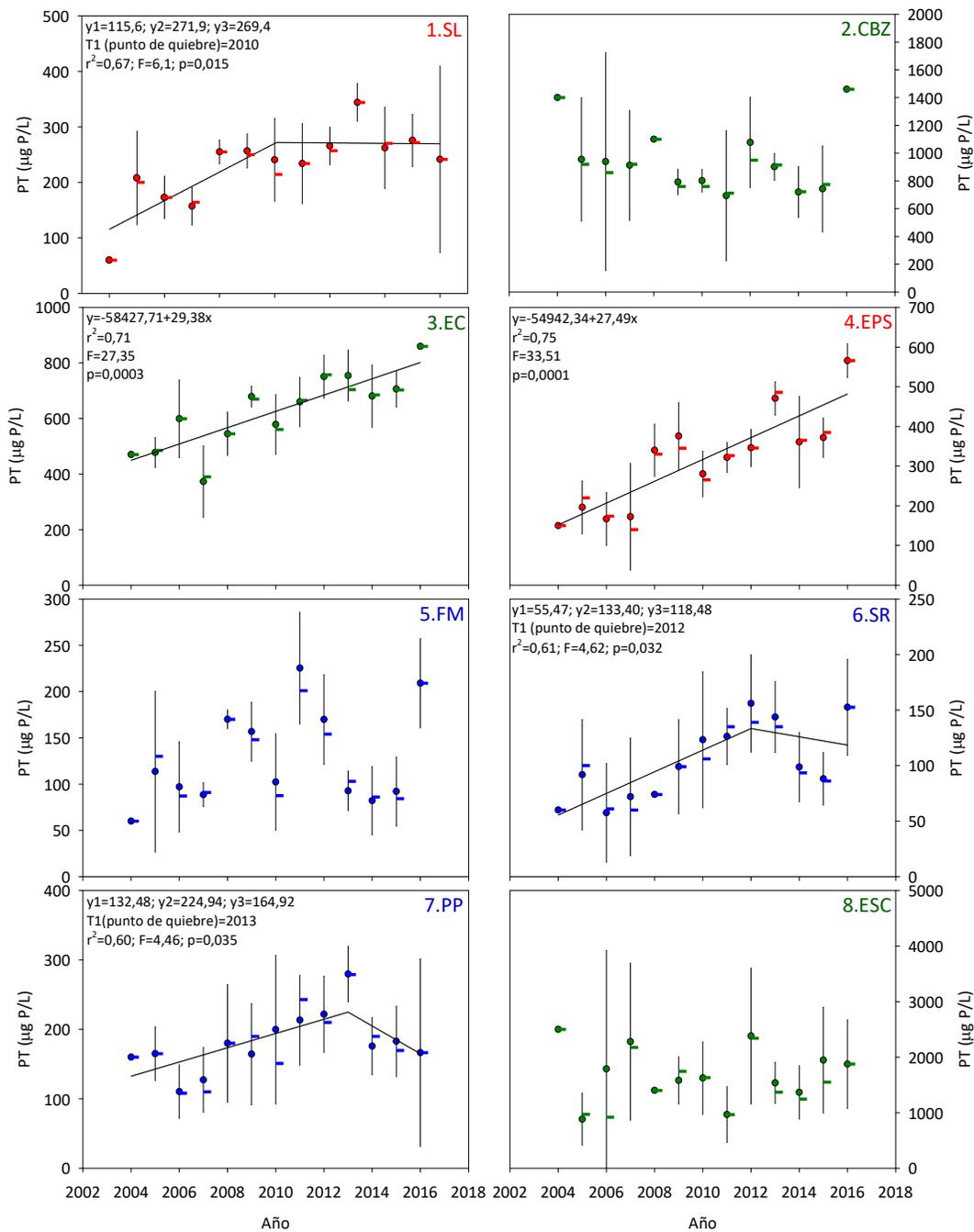


Figura 4.5. Serie temporal 2004-2016 de la concentración de fósforo total (PT) por sitio de estudio (notar escala de concentración diferente según el sitio). Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (barra horizontal). En los casos en que pudieron ser ajustados, se muestran los ajustes de regresiones lineales partidas en dos tramos (región1 $(t) = (y_1*(T1-t) + y_2*(t-t1))/(T1-t1)$; región2 $(t) = (y_2*(t2-t) + y_3*(t-T1))/(t2-T1)$) o regresiones lineales simples. Ambos regresiones están representadas con línea negra continua (parámetros en la figura). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

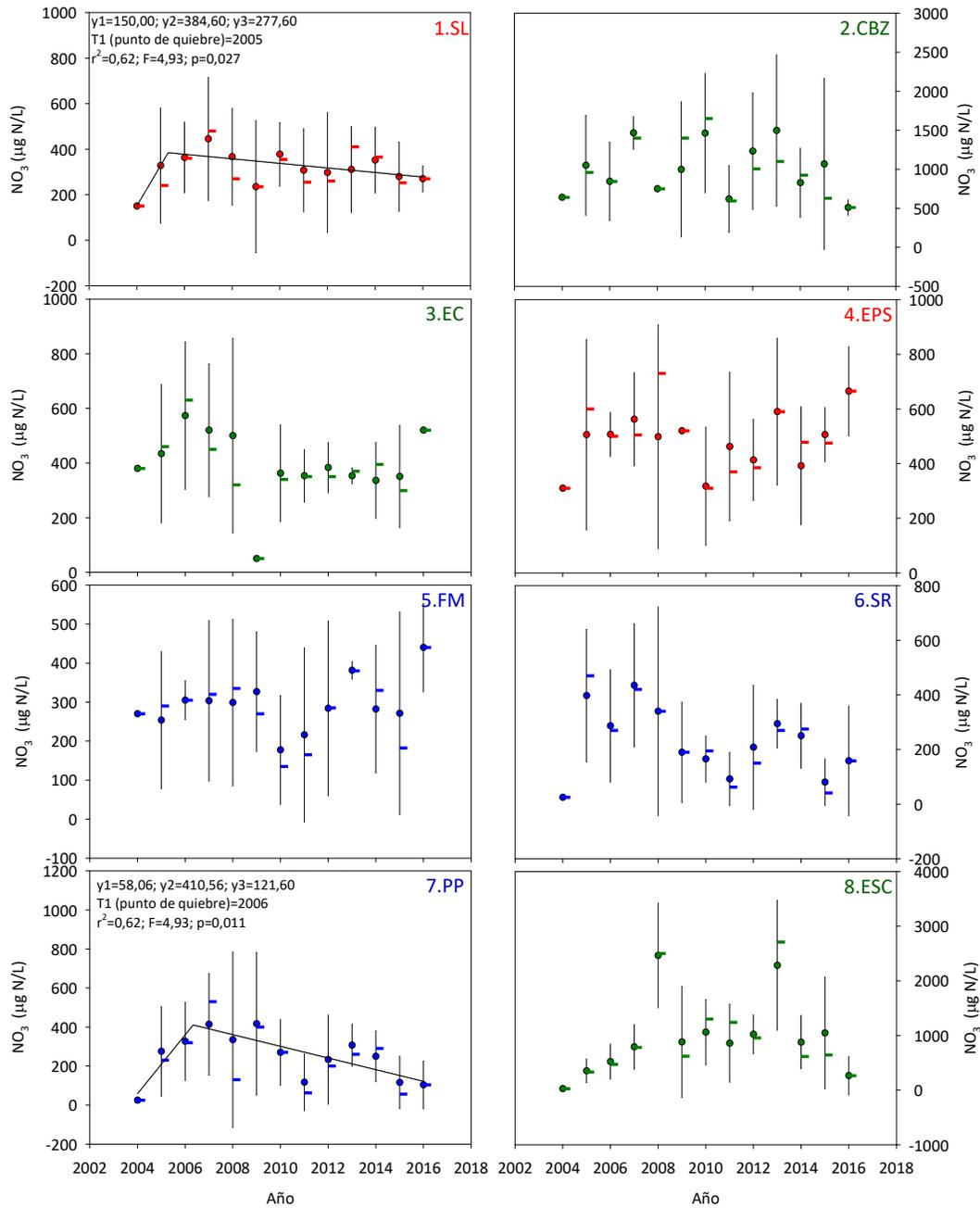


Figura 4.6. Serie temporal 2004-2016 de la concentración de nitrato (NO_3) por sitio de estudio (notar escala de concentración diferente según el sitio). Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (barra horizontal). En los casos en que pudieron ser ajustados, se muestran los ajustes de regresiones lineales partidas en dos tramos (región1 (t) = $(y1*(T1-t) + y2*(t-t1))/(T1-t1)$; región2(t) = $(y2*(t2-t) + y3*(t-T1))/(t2-T1)$) (línea negra continua, parámetros en la figura). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

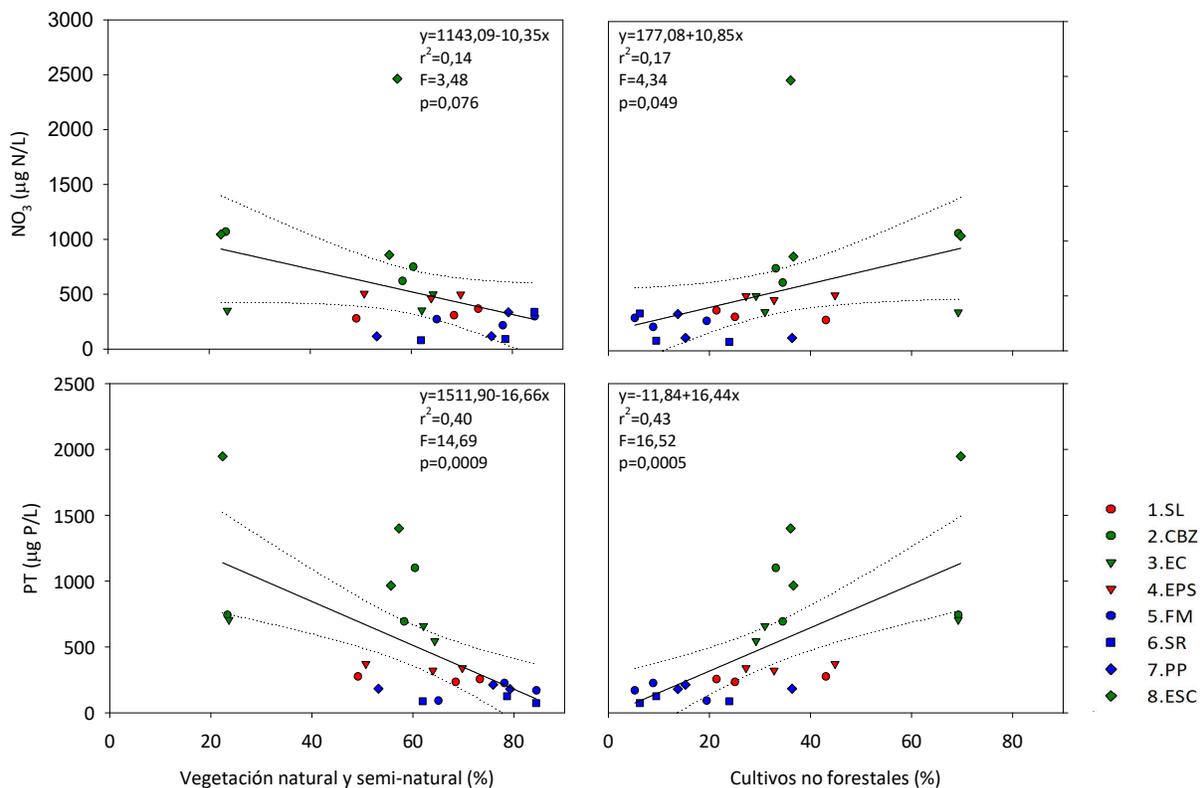


Figura 4.7. Relación de los cambios en la cobertura de suelo y la concentración de algunos nutrientes en el período 2008-2015: fósforo reactivo soluble (PRS); fósforo total (PT) y nitratos (NO₃). Se utilizó los medias anuales de las concentraciones para los años en los que se dispusieron de datos de cobertura de suelo. Se muestra el ajuste de tendencia lineal (línea sólida; ecuación y estadísticos en el gráfico) y los intervalos de confianza 95 % (línea punteada). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Para evaluar la forma en que el fósforo es transportado hacia los cursos de agua se realizaron una serie de regresiones que permitieron hacer algunas inferencias al respecto. Los resultados se muestran en la figura 4.8, y en los casos en que existió un ajuste significativo, se muestra la regresión lineal. Todos los sistemas presentaron una fuerte relación lineal entre las formas disueltas de fósforo (PRS) y las totales (PT) cercana a una relación 1:1, indicando un fuerte predominio del componente disuelto en el total. En particular, para los sistemas Canelón Grande-Chico (verde) y Santa Lucía (azul) (figura 4.8, gráficos de la izquierda). Por otro lado, se evaluó la relación entre el PT y las variables que cuantificaron el contenido de material particulado, los SST y la turbidez. En estos casos, no se encontró una relación significativa entre estas variables ya que no fue posible ajustar modelos lineales (ni otros testeados) (figura 4.8, gráficos de la derecha).

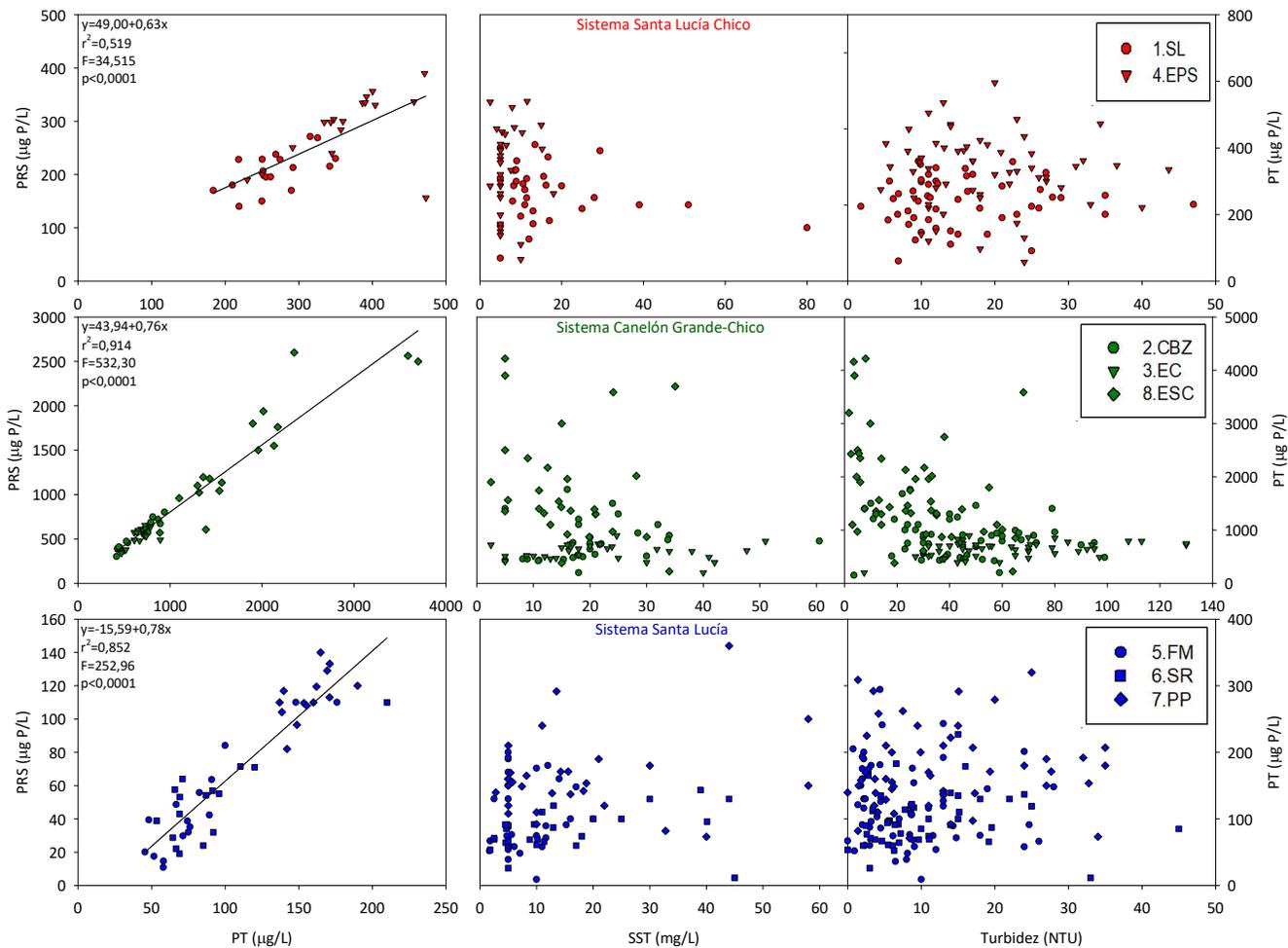


Figura 4.8. Relación histórica entre el fósforo total (PT) y la forma de fósforo disuelta (PRS), y las variables que determinan el contenido de material particulado en el agua: los sólidos en suspensión totales (SST) y la turbidez. Notar las diferentes escalas utilizadas según el sistema. Para la regresión entre el PT y el PRS los datos corresponden a los años 2009,2010, 2014 y 2015; para la regresión entre el PT y los SST los datos corresponden al período 2004-2015, faltando datos en los años 2011,2012 y 2013; para la regresión PT y turbidez se dispuso de datos para todo el período 2004-2016. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

5. Discusión

A través de la mayor serie de datos que se tiene actualmente de la cuenca del río Santa Lucía, se determinó la existencia de un proceso de eutrofización sostenido, fuertemente asociado a procesos de intensificación productiva en la mayoría de los sitios analizados (condiciones meso a hipereutróficas). A partir de los resultados, y particularmente de los datos obtenidos durante el 2015, fue posible identificar al menos tres sitios con elevado riesgo para la ocurrencia de floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico, siendo la condición de bajo caudal la principal determinante, debido a que las concentraciones de nutrientes son elevadas. Los resultados encontrados en este trabajo marcaron una fuerte influencia del régimen de precipitación e hídrico en las variaciones de la calidad de agua debido a la intensificación de los usos de suelo. Esta tesis contribuye con un análisis exhaustivo de la información disponible y la determinación de los principales factores que afectan la calidad del agua del río Santa Lucía, para contribuir a la gestión sustentable del recurso durante la ejecución del Plan de Acción para mitigación de la eutrofización.

5.1. Estado trófico y su vínculo con las coberturas de suelo

La caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados evidencia problemas de calidad de agua en las dos subcuencas que abastecen de agua a la usina potabilizadora de Aguas Corrientes, la cuenca del río Santa Lucía (en este trabajo, sistema Santa Lucía y Santa Lucía Chico) y la cuenca del arroyo Canelón (en este trabajo sistema Canelón Grande-Chico) en concordancia con estudios previos (Arocena et al., 2008; JICA-MVOTMA, 2013). Los problemas de mala calidad se reflejaron en la alta concentración de nutrientes para casi todos los sitios estudiados, en particular la concentración de PT, y en los valores de turbidez, K y el OD sobre todo para los sitios ubicados en la cuenca del arroyo Canelón. Estos resultados sostienen la hipótesis de trabajo N°1.

A través de el análisis de ACP realizado (figura 3.9) se observó un patrón geográfico de calidad de agua, en el que el sistema Santa Lucía (azul) es el que presentó las condiciones relativamente mejores de calidad de agua, el sistema Santa Lucía Chico (rojo) condiciones intermedias y el Canelón Grande-Chico (verde) las peores. Este es un resultado relevante a la hora de diseñar y ejecutar medidas de gestión como zonas prioritarias de atención. Según los resultados, la cuenca del arroyo Canelón es la que zona que debería atenderse con más urgencia. Tanto los índices de estado trófico IET y TSI_{tsr} (Lamaprelli, 2004; Cunha et al., 2013) como el de calidad de agua para el río Santa Lucía (ICA-SL; Arocena et al., 2008) arrojaron resultados coherentes con la diferenciación geográfica de calidad de agua que separa los tres sistemas según las variables físico-químicas presentadas arriba. Los sitios del sistema Santa Lucía presentaron buena calidad de agua según el ICA-SL o condiciones de meso a eutróficas según el IET, el sistema Santa Lucía Chico presentó condiciones intermedias buena a regular según el ICA-SL) y de meso a hipereutróficas según el IET y TSI_{tsr} y el sistema Canelón Chico-grande, presentó las peores condiciones de calidad de agua según los tres índices: regular a muy mala (ICA-SL) y de supereutróficas a hipereutróficas (IET y TSI_{tsr}). Estos resultados concuerdan con los obtenidos en otros estudios que utilizaron comunidades biológicas como bioindicadoras de la calidad de agua, como los macroinvertebrados bentónicos (Arocena et al. 2008) y la comunidad de peces (Delbene, 2010) para la misma zona de estudio.

El patrón geográfico de calidad de agua encontrado pareció responder a diferencias en la intensidad de uso de suelo en cada subcuenca apoyando la hipótesis de trabajo N°3 (figura 3.15). En este sentido, se evidenció una fuerte asociación entre el deterioro de la calidad de agua y el porcentaje del área cultivos no forestales. Mientras que, de forma contraria, las cuencas con mayor cobertura de vegetación natural o semi-natural, fueron las que

presentaron mejores indicadores. Según los resultados encontrados la concentración de PT en los cursos de agua pudo ser predicha por la combinación lineal de la K, el NT y el %C; la del NT por el Q, turbidez, PT y %C apoyando estos resultados.

La cuencas con mayor superficie relativa de cultivos (sistema Canelón Grande-Chico) presentaron mayor concentración de nutrientes, SST, MOS, mayor turbidez y exportación de nutrientes por hectárea y en el caso de 8.ESC mayor K, y menor concentración de OD. Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores en otros sistemas (Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003; Ahearn et al., 2005; Stainbrook et al., 2006; Mendiguchía et al., 2007) y para el país (JICA-MVOTMA, 2013), y para la cuenca (Chalar et al., 2017). El uso de fertilizantes y la modalidad de cultivo de siembra directa, explicaría el aumento de los nutrientes que alcanzarían los cursos de agua disueltos en el agua de escorrentía (Strayer et al., 2003; Barreto et al., 2014 y Piñeiro & Perdomo, 2014; Failde et al., 2015).

Según los criterios de Dodds *et al.* (1998), la única cuenca que sería eutrófica por su contenido de clo *a* sería la del arroyo Canelón Chico (sitio 8.ESC). Este sitio se caracterizó por ser el que posee mayor porcentaje de cultivos así como por presentar un deterioro marcado en la calidad del agua que se expresó por los valores extremos en casi todas las variables medidas. Si bien el alto contenido de nutrientes (condiciones de meso a eutrofia) en la mayoría de los sitios permitiría asumir que estos no son una limitante para el crecimiento del fitoplancton, en el caso de 8.ESC, además se estarían dando las condiciones físicas favorables para el crecimiento microalgal como lo son sus bajos caudales (este aspecto será discutido más adelante). La elevada concentración de fitoplancton, la condición de aguas quietas y procesos de descomposición de MOS explicarían las condiciones *cuasi* permanentes de hipoxia e incluso anoxia encontradas en ese sitio así como también la predominancia de la forma reducida de nitrógeno (NH₄) como la principal componente del NID (Clinton & Vose, 2006). En cuanto a la conductividad, 8.ESC presentó valores que en la mayoría de los muestreos triplicaron los valores medidos en los otros sitios. Dicha diferencia podría ser causada por la alta concentración de NH₄ registradas en ese sitio (anexo II: tabla II.1 y figura II.1), ya que ambas variables estuvieron positivamente correlacionadas (anexo II: tabla II.4), así como también a la presencia de otros iones provenientes de descargas industriales o fuentes difusas no medidos en este estudio.

Contrariamente a las cuencas de alto predominio agrícola, los arroyos de cuencas donde la cobertura mayoritaria de suelo es la vegetación natural y semi-natural, presentaron aguas más oxigenadas con menores valores de SST, MOS y nutrientes. La mayor parte de estas cuencas están ocupadas por ganadería extensiva, con suelos no laboreados y con praderas naturales, lo que podría explicar la relación negativa y significativa entre este uso de suelo y los SST y la turbidez (figura 3.16) ya que el mantenimiento de la estructura original del suelo y la densa cobertura y enraizamiento de las pasturas colaboraría a aumentar la retención de las partículas de suelo (Rucks et al., 2004). Además, raíces finas como las de las gramíneas son consideradas eficientes a la hora de captar nutrientes y agua (Claus & George, 2005). La relación negativa entre esta cobertura de suelo y los nutrientes (figura 3.16), podría indicar por un lado que estos están siendo rápidamente utilizados por la vegetación disminuyendo los excedentes que alcancen los cursos de agua. Un estudio reciente realizado en el país, en el que se evaluó la capacidad de los pastizales naturales en la retención de nutrientes (Lescano et al., 2017), apoya estos resultados. Los autores encontraron que éstos son capaces de reducir los aportes de PT, NT, PRS-P y NID transportados por escorrentía. Por el otro, podría estar respondiendo a una menor concentración de nutrientes en los suelos, producto de que en general, las praderas naturales no suelen ser fertilizadas. Debido a que las cuencas con uso mayoritariamente ganadero extensivo coinciden con aquellas con mayor uso forestal y se asocian de manera similar a las variables ambientales de calidad de agua, no fue posible

distinguir separadamente el efecto de la forestación del de la vegetación natural en base a los análisis realizados en este trabajo. Con esta salvedad, existe evidencia de que las plantaciones forestales tienden a reducir (Strayer et al., 2003) o no incidir (Barreto, 2009) en las pérdidas de nutrientes y sólidos hacia los cursos de agua debido a su efecto negativo en el escurrimiento superficial. Además, generalmente en este tipo de plantaciones se mantienen las zonas riparias, el acceso al ganado se restringe (al menos en los primeros años) y no requieren un uso continuo de fertilizantes (Rodríguez-Gallego, 2017). Resultados similares fueron encontrados para la zona este del país. Rodríguez-Gallego et al. (2017) evaluaron el efecto de los usos de suelo en indicadores de eutrofización en cinco lagunas costeras del país. En estas cuencas, el uso de suelo mayoritario fueron las pasturas naturales con ganadería extensiva seguidas de las plantaciones forestales. Los resultados encontrados por estos autores muestran un aumento de los indicadores de eutrofización con la superficie de área dedicada a cultivos y no encontraron efectos relacionados a las plantaciones forestales.

Los resultados encontrados en este trabajo a partir del análisis de los coeficientes de exportación también marcaron esta fuerte influencia de los usos de suelo en la calidad de las aguas, en concordancia con estudios realizados en el área (Chalar et al., 2017). Estos autores encontraron una relación directa entre los coeficientes de exportación de SST y nutrientes y el área de cultivos y la presencia de tratamientos inadecuados de efluentes de tambos para una subcuenca del embalse de Paso Severino. Si bien el sistema Canelón Grande-Chico fue el que presentó menores cargas de nutrientes dado su bajo caudal, al normalizar las cargas por el área de drenaje, se evidencia que éste sistema es el que exporta la mayor cantidad de nutrientes por hectárea. Dichos resultados son esperables ya que es la cuenca que posee mayor porcentaje de cultivos (figura 3.15), así como una aparente fuerte influencia de fuentes puntuales y cobertura urbana (figuras 3.12 y 3.13). En el otro extremo, el sistema Santa Lucía, fue el que presentó los coeficientes de exportación relativamente menores, así como también el menor porcentaje de cultivos y el mayor porcentaje de vegetación natural y semi natural y de plantación forestal. Ambos sistemas, presentaron diferencias significativas en los coeficientes de exportación para todas las variables salvo para el $CE-NO_3$. El sistema Santa Lucía Chico se ubicó en un punto intermedio, con porcentajes también intermedios de cobertura de cultivos y de coeficientes de exportación de las diferentes variables. Sin embargo, solo presentó diferencias significativas con el sistema Santa Lucía Chico.

Si bien en esta tesis no se contó con datos de ubicación ni carga de ganadería intensiva vinculada a establecimientos de engorde de ganado (*feedlots*) y producción láctea (tambos), se conoce que ambas son producciones significativas en la cuenca (Achkar et al. 2014) y diversos estudios han comprobado sus efectos negativos en la calidad de agua (Arocena, et al., 2011; Chalar et al., 2017) ya que la mayoría de los establecimientos no cuenta con sistemas de tratamiento adecuado (Chalar et al., 2017). Por otro lado, tampoco se contó con datos cuantitativos ni espaciales de densidad poblacional por subcuenca, efluentes de las ciudades ubicadas dentro de esta, ni de vertidos de industrias (Achkar et al. 2014; Aubriot et al., 2013), aportes para los cuales también han sido registrado impactos negativos, sobre todo en la cuenca del arroyo Canelón y la del río Santa Lucía Chico (MVOTMA, 2015a). A pesar de esto, y al igual que otros estudios (Strayer et al., 2003; Chambers et al., 2006), la cobertura relativa de cultivos fue buena predictora de la calidad de agua y explicó de manera significativa el contenido de NT y PT según el análisis de regresiones lineales múltiples con selección de variables significativas en pasos sucesivos.

5.2. Variabilidad temporal de factores abióticos y su relación con el riesgo potencial de floraciones algales

Los resultados de este estudio evidencian la existencia de condiciones favorables para el crecimiento de fitoplancton, como las altas concentraciones de nutrientes y los altos tiempos de residencia del agua en algunos sitios (figura 3.8). De acuerdo con el resultado obtenido mediante el análisis de regresión lineal múltiple con selección de variables significativas, el caudal sería la variable que mejor predice la concentración de clo a , aunque con niveles de significancia bajos. Estos resultados apoyan la hipótesis de trabajo N°2.

Se encontraron al menos tres sitios en los que se identificaron las condiciones favorables para el desarrollo de fitoplancton y por lo tanto resultan de potencial riesgo para la ocurrencia de floraciones potencialmente tóxicas, 8.ESC, 3.EC y 4.EPS, es decir, el arroyo en el que se registraban los caudales mínimos (incluso situaciones de aguas quietas) y los dos embalses. Además, para todos los sitios, las concentraciones mayores de clo a son registradas durante el verano y principio del otoño, en condiciones de caudal de base (figura 3.2 y 3.7). Diversos estudios han registrado que cuando se disminuye la velocidad de flujo por ejemplo por condiciones de sequía o represamientos, si además el ambiente está enriquecido con nutrientes, es muy probable que ocurran eventos de floración (ver figura 3.8). Por ejemplo Davis & Koop (2006) revisan la ocurrencia de floraciones en una serie de ríos en Australia. Estos autores encuentran que condiciones de bajo caudal (producto de sequías) asociadas a descargas puntuales de PRS estaban fuertemente correlacionadas con la ocurrencia de floraciones de cianobacterias. Según estudios recientes para el país, diversas condiciones del ambiente físico son determinantes para que ocurran eventos de floraciones en sistemas loticos enriquecidos (Bonilla et al. 2015; Crici et al., 2017). Entre las más importantes se encuentran la estabilidad de la columna de agua (Davis & Koop), los tiempos de residencia (Davis & Koop, 2006; Paerl & Huisman, 2009; Bonilla et al., 2015; Crici et al., 2017) y la turbidez (Davis & Koop, 2006; Crici et al., 2017). La mayor estabilidad de la columna de agua, mayores tiempos de residencia vinculados a un bajo flujo y menor turbidez favorecerían el crecimiento del fitoplancton debido a que influyen el acceso a la luz del mismo (Davis & Koop, 2006). Por lo que, por más de que los nutrientes no sean limitantes, si el fitoplancton no puede mantenerse en la zona de eufótica, su crecimiento se verá limitado por falta de este recurso. Es a esta razón que se atribuye la mayor frecuencia de eventos de floración en ambientes lénticos (Paerl & Huisman, 2009; Bonilla et al., 2015; Crici et al., 2017).

El sitio que presentó las mayores concentraciones promedio y los máximos de clo a fue el sitio 8.ESC (con una media de $56,97 \pm 78,89 \mu\text{g clo } a/\text{L} \pm \text{DS}$) varias veces superior al resto de los sitios (con medias cercanas a $3 \mu\text{g clo } a/\text{L}$) (tabla 3.4). En este sitio, en todos los muestreos fueron registrados los menores caudales así como también una fuerte influencia de contaminación por fuentes puntuales (aspecto que se discutirá más adelante). Según Jarvie et al., (2010), los sitios influenciados por fuentes puntuales son especialmente favorables para el crecimiento de fitoplancton debido a que en condiciones de flujo de base tienden a concentrar nutrientes que, sumado a los mayores tiempos de residencia como consecuencia de caudales bajos, aumentan el riesgo de ocurrencia de floraciones. Por otro lado, 8.ESC fue el sitio en el que el NH_4 fue la forma predominante de NID. Según diversos autores el NH_4 , es la forma más utilizada por el fitoplancton (Ferber et al., 2004; Liu et al., 2011). Asimismo, según Liu et al., (2011), mayores proporciones de nitrógeno disuelto en forma de NH_4 favorecen el crecimiento de cianobacterias por sobre el crecimiento de fitoplancton eucariota el cual se ve favorecido por mayores proporciones de NO_3 . Además, es importante destacar, que en el sitio 8.ESC fue el único en el cual se registró un evento de floración con una concentración de clo a de $241,7 \mu\text{g/L}$. Durante este evento, según otros análisis realizados dentro del proyecto en el que se enmarca esta tesis (Aubriot et al., 2017a y la tesis de maestría de Andrea Somma, en

evaluación; Pedeciba-Biología), las especies dominantes de fitoplancton fueron *Cryptomonas* (78%) y una importante presencia de *Euglenas* (18% del biovolumen total). Estudios recientes (Zimba et al., 2004; Gutierrez et al., 2013) han demostrado que algunos organismos de éste último género pueden llegar a producir toxinas (euglenoficina), y por lo tanto en condiciones de ocurrencia de altas biomásas podrían representar una potencial peligrosidad para los usuarios y para la toma de agua para potabilizar (Aubriot et al., 2017a, Somma, 2018). Por otro lado, según la tesis de Somma (2018), las máximas biomásas de cianobacterias alcanzadas en el período de estudio ($2 \text{ mm}^3/\text{L}$) también fueron registradas en este sitio en el muestreo del 18/03/2015. Dicho valor corresponde a una categoría de Alerta 1 según la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Somma, 2018).

Si bien en los embalses (3.EC y 4.EPS) las condiciones hidrológicas estarían dadas para favorecer el crecimiento elevado de fitoplancton en estos sitios no se registraron floraciones durante el período de estudio (Somma, 2018). Según casos revisados en Australia por Davis & Koop (2006), cuando la velocidad de flujo de aguas turbias se reduce, como en las condiciones que se presentan en un embalse, se desencadenan procesos de sedimentación de los SST que permiten una mayor penetración en la columna de agua favoreciendo el crecimiento del fitoplancton. Sin embargo, dicha respuesta solo se observa en el Embalse Canelón (sitio 3.EC), sitio que luego de 8.ESC presentó las mayores concentraciones de clo *a* con medias de $17,6 \pm 33,6 \text{ } \mu\text{g/L} \pm \text{DS}$, sitio donde también fueron registradas especies de cianobacterias, las que en el muestreo del 24/2/2015, dominaron la comunidad fitoplanctónica (Aubriot et al., 2017a; Somma, 2018). Las bajas concentraciones de clo *a* en el embalse de Paso Severino (sitio 4.EPS) serían explicadas por aguas poco transparentes, con elevados contenidos de SST y turbidez que limitarían el ingreso de luz a la columna de agua, fenómeno que ha sido previamente documentado para ese sistema (Arocena et al., 2008). A pesar de esto, no puede descartarse la potencialidad de dicho sitio como ambiente propicio para floraciones, ya que algunas especies de cianobacterias son capaces de crecer en condiciones adversas para el resto de fitoplancton como situaciones de baja luz (Bonilla, 2009).

En consecuencia, se identifican tres sitios, dos de ellos pertenecientes a la cuenca del Canelón (sistema Canelón Grande-Chico) donde se estarían dando las condiciones abióticas necesarias para la ocurrencia de floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico (Davis & Koop, 2006): altos tiempos de residencia y aguas enriquecidas. En particular, se deberá tener especial atención en condiciones de caudal de base durante los meses de verano, con condiciones de temperatura y luz favorables. Dentro de éstos, el arroyo Canelón Chico (8.ESC), por ser el sitio con concentraciones de nutrientes marcadamente superiores y presentar ocurrencia de caudales mínimos, sería el sitio con mayor urgencia a ser atendido por su riesgo potencial.

Además, según los aportes relativos de los caudales calculados (tabla 3.2), el sitio 8.ESC realizó los mayores aportes al caudal relativos a 2.CBZ luego de dos eventos donde se registraron los caudales mínimos para 8.ESC. Este tipo de situaciones estarían aumentando el riesgo potencial que implica la existencia de sitios con las características de 8.ESC para la calidad del agua que se extrae para potabilizar. Debido a que estaría ocurriendo una situación favorable para el crecimiento y acumulación de fitoplancton en un tributario seguida de una situación de gran descarga de este tributario al curso principal, donde esta contribuiría de manera mayoritaria en caudal total (entre 92,4 y 74,3 %). Condicionando así, las características de calidad en la desembocadura de una de las dos cuencas que aportan agua a la estación potabilizadora de Aguas Corrientes. Es esperable que aportes relativos de 8.ESC a 2.CBZ sean altamente dependientes del manejo del embalse Canelón Grande (3.EC). Evidencia de esto sería que los dos aportes relativos máximos de 8.ESC a 2.CBZ se dan durante caudales mínimos de salida del embalse. Por lo tanto, basados en los resultados encontrados en este trabajo se identifica el

manejo del caudal de salida del embalse como un factor clave a regular a la hora de controlar situaciones potenciales de riesgo.

La detección de situaciones favorables para el crecimiento de fitoplancton como las mencionadas en este apartado son vitales para prevenir floraciones nocivas que puedan comprometer las fuentes de agua potable para consumo. En particular, si se tiene en cuenta que en mayo de 2013 ocurrió una floración de cianobacterias (*Dolichospermum sp.*) en la cuenca que alteró el sabor y el olor del agua potable del 60 % de la población del país debido a la gran producción de geosmina por el fitoplancton (Willame et al., 2005; Aubriot et al., 2017b). Asimismo, otros estudios que forman parte del proyecto donde se enmarcó esta tesis, detectaron al menos 15 taxas de cianobacterias de los que se conoce su potencial toxicidad y especies del género euglenoides, para el cual se ha detectado recientemente, su potencial tóxico (Aubriot et al., 2017a; Somma, 2018).

5.3. Dinámica temporal de transporte de nutrientes

A partir de los resultados obtenidos del cálculo de cargas y coeficientes de exportación de diferentes contaminantes, pudo detectarse que, para los sistemas analizados existió un alto acoplamiento entre el régimen de precipitación e hídrico y el transporte de sustancias hacia los cursos de agua. En los que el régimen de precipitación pareció jugar un rol fundamental en el aumento de la conectividad del sistema terrestre con el acuático (Ahearn et al., 2004; Ahearn et al., 2005), que se evidenció en el aumento de las cargas absolutas y la exportación de contaminantes durante los eventos de pulso de caudal para la mayoría de las variables analizadas. Estos resultados, que coinciden con los obtenidos por estudios previos realizados en el país y el área de estudio (Lescano et al. 2017; Goyenola et al., 2015b), apoyan la hipótesis de trabajo N^o4. En este sentido, las cargas y los coeficientes de exportación fueron significativamente mayores durante los pulsos de caudal respecto a los valores totales acumulados transportados en condiciones de flujo de base. Esto remarca la importancia de estos eventos concretos pero de alto impacto en la calidad del agua.

El análisis de las cargas de nutrientes y SST permite cuantificar el transporte neto en el sistema hídrico, cuantificar bajo qué condiciones se realiza el mayor transporte, así como evaluar si suceden o no procesos de autodepuración o de acumulación dentro del curso de agua (MVOTMA, 2015; Chalar et al., 2017). Este tipo de información constituye un aporte importante al conocimiento de la dinámica de transporte de nutrientes y otras sustancias dentro de la cuenca debido a que en el país, la investigación limnológica mayoritariamente se ha basado en medidas de concentración y no en cargas debido a la dificultad de la obtención de medidas de caudal precisas (Aubriot et al., 2017a). A pesar de esto, existen algunos trabajos recientes que realizaron aportes importantes en este sentido (Goyenola et al., 2015a y 2015b; Chalar et al., 2017).

Para los tres sistemas, las cargas transportadas durante los eventos de pulso de caudal llegan a ser mayores al 90% del total anual acumulado. Es importante remarcar, que dicho resultado es una estimación aproximada de las cargas transportadas y está probablemente influenciado por el tipo de metodología utilizada. En este estudio, las mediciones de flujo fueron realizadas en un momento concreto y no de manera automática y continua de manera de captar todo el evento de pulso de caudal. Tampoco fueron captados todos los eventos de pulso de caudal ocurridos en el año. Un estudio previo realizado en el país encontró diferencias significativas entre los valores de cargas calculados a partir de metodologías distintas de muestreo (Barreto, 2008). Los resultados encontrados en dicho estudio encontraron diferencias según el método de medición de caudal y también según la forma de obtención de las muestras de agua (profundidad de la toma de muestra). A pesar de ello, resultados similares a los encontrados

en esta investigación fueron encontrados por otros autores que sí utilizaron metodologías automáticas y para la misma área de estudio (Goyenola et al., 2015a). Las únicas excepciones, donde las cargas transportadas en flujo de base superan a las cargas transportadas durante pulsos de caudal son la Q -clo a en el sistema Santa Lucía y el Q - NH_4 en el Sistema Canelón Grande-Chico. En cuanto a la clo a , esto podría deberse a la limitante que impone para el crecimiento del fitoplancton un ambiente más inestable de mayor caudal (David & Koop, 2006) y procesos de dilución durante eventos aumento de flujo (Bowes et al., 2008). Para el caso del NH_4 , forma nitrogenada disuelta mayoritaria en el sitio 8.ESC y que marca una señal muy fuerte aguas abajo, las menores cargas durante eventos de flujos elevado podrían deberse al ingreso de aguas más oxigenadas (Chambers et al., 2006) que desencadenan procesos nitrificación que convierten el NH_4 en NO_3 (Clinton & Vose, 2006). Al igual que la clo a , además, podrían estar actuando procesos de dilución, ya que como se verá más adelante, el sitio 8.ESC presentó un comportamiento del tipo puntual para el NT y NID.

Para la mayoría de las cargas cuantificadas, no pudieron detectarse procesos de autodepuración mediante la comparación de las cargas de sitios de muestreo encadenados. En el único tramo en que los resultados sugieren la existencia de una disminución de las concentraciones aguas debajo de algunos nutrientes es en el comprendido desde el sitio 8.ESC al sitio 2.CBZ, resultado que coincide con un estudio realizado por el MVOTMA (2015). Sin embargo, la única carga que presentó diferencias significativas entre estos dos sitios fue la del NH_4 , tal vez dicha disminución se deba a procesos de dilución o de nitrificación arriba mencionados. A diferencia del MVOTMA (2015) en este estudio no se encontraron indicios de procesos de autodepuración en la cuenca del río Santa Lucía (en nuestro estudio sistema Santa Lucía), presumiblemente debido a los altos aportes del nutrientes al curso fluvial que ocurren de forma difusa y progresivamente aguas abajo, en contraste con el sistema Canelón Chico, el que recibe su principal carga de forma puntual.

Si comparamos la influencia de las dos cuencas que aportan agua a Aguas Corrientes, la cuenca del río Santa Lucía sería la que transporta mayor contenido neto de contaminantes (sitio 1.SL) respecto a la cuenca del Arroyo Canelón (sitio 2.CBZ). Si bien este sitio presenta mayores concentraciones en la mayoría de las sustancias analizadas, el menor caudal determina las menores cargas transportadas. Sin embargo, los caudales de las dos cuencas que drenan agua hacia la usina potabilizadora de Aguas Corrientes presentaron una variación temporal de sus aportes relativos a esta (tabla 3.2). Entender esta dinámica es fundamental a la hora de cuantificar la influencia que tendrá la calidad de agua de ambos ríos sobre el agua bruta extraída para la potabilización.

En el área de estudio, la dinámica temporal de los aportes los diferentes afluentes a los causes principales parecería estar controlada por dos procesos según el caso. Por un lado, los aportes relativos del tributario parecen depender del caudal de éste. En estos casos, los aportes mayores se darán cuando el caudal del tributario sea máximo y los menores cuando son mínimos. Esta fue la situación en el caso de los aportes relativos del arroyo Canelón Chico (8.ESC) al arroyo Canelón Grande (punto B, figura 3.3 y tabla 3.2). Por el otro, encontramos los casos donde los aportes de los tributarios a los cauces de mayor orden estarían mayoritariamente mediados por el caudal del curso principal, que ejercería una especie de tampón controlando la cantidad de agua que ingresa desde el tributario. En estos casos, los mayores aportes de los tributarios se darían cuando los caudales del curso principal son mínimos. Esta fue la situación registrada para los aportes del río Santa Lucía Chico (sitio 4.EPS) al río Santa Lucía (sitio 1.SL) y los aportes de la cuenca del Canelón (2.SBZ) al río Santa Lucía a la altura de Aguas Corrientes (figura 3.3, punto A y el punto C, respectivamente; tabla 3.2). En consecuencia, cuando el caudal del río Santa Lucía es bajo, es cuando se esperaría que la influencia de la mala calidad del sistema Canelón Grande-Chico sea más fuerte. Estos

resultados son coherentes con trabajos previos sobre los cambios en la velocidad de flujo que se generan en la confluencia de dos ríos. Sin embargo, dichos estudios también señalan la importancia de otros factores que no fueron evaluados en este trabajo, por ejemplo: el ángulo existente entre los dos cursos de agua que conforman la confluencia, la simetría de la misma y la diferencia que pudiesen existir entre las alturas de los dos lechos del río (Rhoads & Henworthy, 1998; Rhoads, 2001).

5.3.1. Caracterización de los tipos de fuentes de nutrientes

Según varios autores (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010), el análisis de la relación entre los nutrientes y sólidos en suspensión en función del caudal brinda información sobre el posible tipo de fuente. Si el comportamiento de la fuente es del tipo puntual, cabría esperar patrones de dilución (diminución de la concentración a medida que aumenta el caudal) y patrones de aumento de la concentración si el comportamiento es del tipo de fuente difusa (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010). Por otro lado, Withers & Jarvie (2008) y Jarvie et al., (2010) proponen utilizar otra clasificación que utiliza como criterio la dependencia o independencia de los aportes del régimen de precipitación. Donde según estos autores, las comúnmente denominadas fuentes difusas, serían fuentes dependientes de las lluvias, mientras que las puntuales, poseen un aporte de características relativamente constantes en el tiempo e independientes de la precipitación. Además, estos autores señalan que, entre estos dos tipos, existen otras con características intermedias, como los aportes de posos sépticos, el escurrimiento generado en rutas y caminos, y las descargas de de establecimientos de engorde (*feedlots*) (Withers & Jarvie, 2008).

En concordancia con estudios previos realizados en una subcuenca del área de estudio (Goyenola et al., 2015b) los resultados encontrados para la zona A de la cuenca del río Santa Lucía evidencian que la precipitación y la variabilidad hidrológica afectan la dinámica temporal del transporte de los SST y de nutrientes según el tipo de fuente predominante. Los resultados encontrados en este estudio, el que abarcó varias subcuencas y sistemas lenticos y lóticos, permitieron identificar diferentes comportamientos de tipo de fuente difusa o mixta para la mayoría de los sitios. Estos resultados fueron coherentes con los usos de suelo que son llevados a cabo en la cuenca (Failde et al., 2015) y apoyaron la hipótesis de trabajo N°5.

Al analizar la variación de la concentración el NT y el NID (figura 3.13) en el eje Santa Lucía, la mayoría de los sitios (5.FM, 6.SR, 7.PP y 1.SL) presentaron un comportamiento del tipo difuso “puro” (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010), es decir un aumento de la concentración a medida que aumenta el caudal. Todos estos sitios presentaron un ajuste altamente significativo del modelo potencial positivo, de manera similar a los resultados encontrados por estos autores. El análisis de la variación de la concentración de SST con el caudal (figura 3.14) para los mismos sitios, arrojó resultados similares lo que indica también un comportamiento de tipo de fuente difuso (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010). El resto de los sitios, 2.CBZ y 4.EPS, parecerían responder a una mezcla de fuentes de varios tipos (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010), presentado ajustes también significativos pero más bajos al modelo potencial (anexo II: figuras II.9-12).

Por lo tanto, de manera general, y según la información obtenida de los análisis, podríamos decir que el sistema Santa Lucía recibe la mayor parte de sus aportes de nitrógeno con un comportamiento de fuente de tipo difuso y dicha señal se mantiene hasta el sitio 1.SL ubicado aguas abajo. En estos sitios, el NT parece estar llegando a los cursos de agua asociado a partículas de suelo y por lo tanto vinculado a procesos erosivos, lo que se refleja en el comportamiento similar presentado por los SST (ambas variables además estuvieron positivamente correlacionadas) y que los ajustes no son tan buenos con respecto al NID.

Ahearn et al. (2005) encontraron resultados similares. El sistema Canelón Grande-Chico estaría recibiendo NT de manera combinada entre fuentes mixtas y puntuales, donde en el caso de 8.ESC, existiría un predominio de aportes puntuales tanto para NID como para NT (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010). Dicho resultado es coherente con los de SST, que no presentaron un buen ajuste a ninguna función (figura 3.20) y a que ambas formas de N, disueltas y totales, exhiben un comportamiento similar.

No se encontraron patrones claros en la concentración PT y PRS para la mayoría de los sitios. Para el PRS solamente 4.EPS presentó un ajuste a una función potencial negativa, la cual indica un predominio de efectos de fuentes del tipo puntual (Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010). Al igual que 8.ESC, este sitio podría estar reflejando los efectos de las aguas residuales de la ciudad de Florida, ya que es el sitio de muestreo más cercano a ésta, así como procesos propios que se dan dentro de la dinámica de un embalse y que son influenciados por el caudal, como puede ser la liberación de fósforo desde el sedimento según las condiciones mezcla de la columna de agua (Allan, 1995; Khan & Ansari, 2005; Withers & Jarvie, 2010). En la mayoría de los sitios, parecería existir un comportamiento que responde a fuentes de tipo mixtas para el P (Withers & Jarvie, 2008) (por ejemplo aportes provenientes de establecimientos de engorde de ganado *feedlots*, o tambos; Chalar et al., 2017), puntuales y difusas (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010), en los que la mayoría del fósforo parecería transportarse de manera disuelta ya que es la forma predominante (figura 3.6). Este resultado es esperable, si tenemos en cuenta la multiplicidad de usos que se realizan en las cuencas (Achkar et al., 2014), más allá de los usos predominantes de cada una y además otros factores que podrían estar involucrados en ingreso de los nutrientes a los cursos de agua como el tipo y estado de conservación de la vegetación riparia (Allan et al., 1997; Bouwman et al., 2013; Lescano et al., 2017), o la presencia o no de humedales asociados (Kearney et al., 2013). Varios estudios han demostrado que ambos ecosistemas pueden pasar de ser trampas de nutrientes a ser exportadores de éstos hacia los cursos de agua, bajo condiciones de precipitaciones intensas y flujos elevados (Kearney et al., 2013; Lescano et al., 2017). Por ejemplo, Kearney *et al.* (2013) estudiaron durante 4 años qué ocurría con la capacidad de un humedal artificial en retener N inorgánico disuelto (NID) durante el flujo de base y durante un pulso de caudal provocado por una tormenta. En condiciones de flujo de base, el humedal fue capaz de retener el 38% de los aportes recibidos de NID. Sin embargo, en condiciones de flujo de tormenta, no solo perdió la capacidad de retener NID sino que actuó como fuente, exportándose un 34% más de NID del que era recibido.

El sitio 8.ESC se distingue por presentar un comportamiento del tipo puntual “puro” (Bowes et al., 2008; Withers & Jarvie, 2008; Jarvie et al., 2010) con un buen ajuste de un modelo potencial negativo para todas las formas de nutrientes analizadas (figura 3.12 y 3.13). Esto podría deberse a que el arroyo Canelón Chico (8.ESC) es la cuenca con mayor superficie de cobertura urbana (figura 3.14) recibiendo las descargas de la ciudad de Canelones y sus industrias, resultado similar al encontrado por Bowes, et al. (2008) para las cuencas con mayor influencia urbana.

Si bien Bowes et al. (2008) realizaron un modelo basado en una función potencial para analizar el tipo de fuente y utilizan datos de eventos únicos de pulso de caudal; mientras que en este trabajo simplemente se aplica una función potencial a una serie de datos de caudal de diferentes eventos, consideramos que los resultados de este análisis aportaron información relevante a la hora de discriminar el tipo de fuente para cada subcuenca. Por otro lado, los ajustes altamente significativos de la variación de la concentración de las sustancias analizadas al modelo potencial encontrados para algunos sitios podrían indicar una potencialidad en estos resultados para predecir la carga de esas sustancias a partir de medidas de caudal. Sin

embargo, testear esta posibilidad escapa a los objetivos de este estudio y a la metodología utilizada por lo que serán necesarios más estudios que pongan a prueba dicho potencial.

5.3.2. Transporte de fósforo y biodisponibilidad

Es normalmente aceptado por investigadores en ciencias agrarias que el fósforo en su forma disuelta posee una movilidad muy baja ya que es rápidamente adsorbido por las partículas de suelo. Por lo tanto, el transporte de fósforo desde el sistema terrestre hacia los cursos de agua estará mayormente vinculado al PT y a los procesos de erosión de suelo (Oenema & Roest, 1997; Khan & Ansari, 2005), y por lo tanto, estará fuertemente correlacionado a los SST y la turbidez. Por esta razón, las prácticas de gestión han prestado históricamente más atención a las fuentes puntuales de este nutriente y en menor medida la influencia de los aportes difusos (Oenema & Roest, 1997; Davis & Koop, 2006). Sin embargo, estudios recientes muestran que los suelos con usos agrícolas intensivos (Chambers et al., 2006; Goyenola, et al., 2015; Lezcano et al., 2017), como los que se realizan bajo siembra directa, aportan los mayores porcentajes de PRS ya que aplican fertilizantes de manera superficial y éste no se incorpora en las capas más profundas del suelo y es lavado por escorrentía superficial (Jarvie, et al., 2010; Goyenola, et al., 2015; Lezcano et al., 2017; Barreto, et al., 2017; Chalar et al., 2017). Mientras que los usos de suelo menos intensivos muestran proporciones menores de la fracción disuelta (Jarvie et al., 2010). Según estudios previos esta pérdida de P en su forma disuelta es particularmente relevante en la cuenca del río Santa Lucía, en suelos utilizados para producción lechera con praderas artificiales (Barreto et al., 2014 y Piñeiro & Perdomo, 2014; Failde et al., 2015). Si bien los datos de usos de suelo utilizados no permitieron conocer en detalle el tipo de cultivos con su manejo respectivo en el área de estudio, se conoce que en la cuenca del río Santa Lucía el cultivo más importante por su extensión son las pasturas artificiales destinadas a este tipo de producción (Barreto et al., 2014 y Piñeiro & Perdomo, 2014; Failde et al., 2015). Estudios recientes para Uruguay, (Barreto et al., 2014; Piñeiro & Perdomo, 2014; Failde et al., 2015) encontraron un incremento de la concentración de P vinculados a la fertilización de este tipo de pasturas a la que se le suma los aportes de la orina y eses del ganado. Estos estudios señalan que cuando el nivel de P del suelo es elevado la mayor pérdida se realiza en su forma disuelta en el agua de escorrentía. Si bien, se reconoce que las pérdidas de P pueden darse asociadas a partículas de suelo, bajo pasturas artificiales la erosión es reducida debido a que el suelo está cubierto.

Los resultados en este estudio parecerían indicar procesos similares a los descritos en esta última parte. Donde, la contaminación por fósforo mostró estar vinculada a cultivos (fuente difusa) sin encontrarse un vínculo entre el PT e indicadores de procesos erosivos. Aunque el análisis para detectar el comportamiento de tipo de fuente no arrojó resultados claros para el PT, se encontró que la superficie de cultivos está altamente correlacionada con la concentración de PT y fue una de las variables explicativas de la concentración de PT según el análisis de regresión lineal múltiple, resultados que son coherentes con estudios previos (JICA-MVOTMA, 2013) que indican, que un 80% de la contaminación por nutrientes de la cuenca son de origen difuso.

Además se encontró, al igual que otros estudios realizados en el área de estudio (Goyenola et al., 2015a; Barreto et al. 2017; Chalar et al., 2017) como en otras partes del mundo (Ekholm & Krogerus, 2003), un elevado predominio de la fracción disuelta por sobre el total (mayor al 75% del PT). Dicha fracción es de particular relevancia ya que es la que se encuentra biodisponible, es decir, es la que es utilizada por los productores primarios como el fitoplancton para generar más biomasa (Ekholm & Krogerus, 2003; Aubriot, et al., 2005; Aubriot & Bonilla, 2012). Este predominio, estaría indicando que el transporte de fósforo hacia los cursos de agua se realiza mayormente de manera disuelta (figura 3.6) y no asociado a

partículas de suelo, como comúnmente se acepta (Oenema & Roest, 1997). La alta proporción de PRS podría ser explicada por la pérdida de la capacidad de los suelos de retener este nutriente (Aubriot et al., 2017) así como también la saturación de la capacidad de los sedimentos del río en adsorber las moléculas de ortofosfato (Khan & Ansari, 2005; Withers & Jarvie, 2010). Otras fuentes adicionales serían las diferentes fuentes puntuales que se sabe existen en el área (Arocena et al., 2011; Aubriot, 2013; JICA-MVOTMA, 2013; Barreto et al., 2017) así como fósforo de origen interno producto de la liberación desde el sedimento y la descomposición de la materia orgánica (Withers & Jarvie, 2010; Sharpley, et al., 2013).

Los resultados presentados en esta sección, evidencian que para lograr una disminución significativa de la concentración de P en los cursos de agua, reducir los procesos erosivos no sería suficiente, sino que además, deberán controlarse las fuentes difusas de la forma disuelta de fósforo probablemente vinculada a la aplicación de fertilizantes. En este sentido, el mantenimiento y/o restauración de una zona *buffer* de vegetación ripiara o de humedal es una medida acertada y estudios recientes en el país muestran resultados positivos sobre la calidad de agua (Lescano, et al., 2017). La vegetación riparia así como los humedales asociados a los cursos de agua han sido extensamente asociados con mejoras en la calidad de agua de los ríos y arroyos mediante una serie de procesos físicos, químicos y biológicos (Allan et al., 1997; Clinton & Vose, 2006; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Estas zonas actúan como zonas de amortiguación reteniendo parte de los nutrientes y sedimentos que alcanzan por escorrentía los cursos de agua (Bouwman et al., 2013; Lescano et al., 2017). Si bien en el Plan de acción para la protección del agua en la cuenca del Santa Lucía (MVOTMA, 2015b) puesto en práctica desde el 2015 estipula en su medida 7 y 8 para la zona declarada A (objetivo principal es el suministro de agua potable; MVOTMA, 2015a), la creación de una zona *buffer* con el objetivo de restaurar la vegetación riparia así como también restringir al ganado; estudios recientes realizados en la cuenca del río Santa Lucía detectaron un alto grado de degradación de la zona ripiara (Chalar et al., 2017) y sugieren que se extienda la restricción del ganado a todos los cursos de agua (incluso los de menor orden). En esta línea, ha sido extensamente documentado (ej., Allan, 1995), la importancia ecológica que tienen los montes riparios de las cabeceras, al punto que muchas veces terminan determinando la calidad de las aguas de los causes principales. Por lo tanto, dado el estado crítico de la calidad de agua que presentó la mayor parte de los sitios estudiados se considera, y en acuerdo con lo planteado por Chalar et al. (2017), que la medida de protección del monte ripario de la zona A es insuficiente, debiéndose extender esta a cursos de menor orden.

5.4. Eutrofización histórica de la cuenca del río Santa Lucía en la Zona A prioritaria

En esta tesis se detectó un proceso de eutrofización que se ha venido dando de manera incremental en los últimos trece años en la mayoría de los sitios analizados (período analizado: 2004-2016), parte de estos resultados han sido recientemente publicados (Aubriot et al., 2017). Según los resultados obtenidos, dicha tendencia hacia el deterioro en la calidad de agua estaría relacionada a los cambios ocurridos en las coberturas de suelo de la cuenca, sosteniendo la hipótesis de trabajo Nº 6. Esto se evidenció en el marcado aumento de la cobertura de cultivos en detrimento de la vegetación natural y semi natural (figura 4.3), la relación lineal negativa y significativa que ambas coberturas presentaron entre sí (figura 4.4) (no encontrándose dicha relación con otras coberturas), así como también en las relaciones opuestas y significativas que estas coberturas y algunas de las variables ambientales indicadoras de eutrofización guardaron entre sí (figura 4.7). Los efectos negativos que la intensificación productiva y los cambios en los modos de producción tienen sobre los cursos de agua y las principales fuentes de agua potable del país ya han sido señalados previamente (Achkar et al., 2014; Silvera et al., 2017). La utilización generalizada de nuevas tecnologías

dependientes de la aplicación de fertilizantes inorgánicos y plaguicidas (REDES, 2016) agravan aún más la situación. En consecuencia, se favorecen procesos de transporte superficial de nutrientes y sólidos hacia los cursos de agua (Barreto et al., 2014 y Piñeiro & Perdomo; 2014 citados en Failde et al., 2015; REDES, 2016).

Por ejemplo, en Aubriot et al. (2017) se utilizó como indicador *proxi* de la intensificación productiva las importaciones netas de fertilizantes al país. En la misma se observa un aumento constante en los volúmenes totales de fertilizantes importados hasta el año 2013, a partir del cual ocurre una caída abrupta hasta el año 2015 donde la tendencia comienza a ser nuevamente positiva. El análisis de las tendencias temporales de la concentración de PT, así como la asociación positiva significativa encontrada por Aubriot et al (2017) entre el PT y las importaciones netas de fertilizantes para los mismos datos, reflejan los impactos de la intensificación productiva en la calidad de agua. La mayoría de los sitios, y al menos uno por cada sistema estudiado, presentaron una tendencia hacia el aumento en la concentración de PT (figura 4.5). Estudios previos realizados en la zona encontraron resultados similares (MVOTMA, 2015a). Los sitios 1.SL, 6.SR y 7.PP se ajustaron a un modelo de regresiones partidas de dos tramos, con una tendencia incremental en el primer tramo y negativa o *cuasi* neutra en el segundo. Los cambios en la concentración de PT en estos sitios, responderían de forma acoplada a los procesos de intensificación productiva, con puntos de quiebre en la concentración de PT cercanos a la caída de las importaciones de fertilizantes (Aubriot et al., 2017).

A diferencia de los sitios antes descritos, los dos embalses presentaron una tendencia lineal creciente de la concentración de PT. Los embalses, son sistemas acuáticos con características intermedias entre un sistema lótico y uno léntico (Allan, 1995). A diferencia de los ríos, los sistemas de tipo léntico se caracterizan por poseer mayores tiempos de residencia lo que permite que se desencadenen en mayor medida, procesos de precipitación y acumulación de fósforo en el sedimento (Ahearn et al., 2004; Khan & Ansari, 2005; Davis & Koop, 2006). Por lo tanto, las diferencias encontradas en los embalses, podrían estar reflejando procesos de liberación interna de fósforo, donde cambios en los aportes del PT (por ejemplo, por una disminución en la aplicación de fertilizantes) tardarían más tiempo en ser detectados en las concentraciones encontradas en la columna de agua ya que los sedimentos estarían actuando como fuente (Khan & Ansari, 2005, Withers & Jarvie, 2010). Además, para los tres sistemas, la alta proporción de las formas disueltas de fósforo en el PT cercanas a una relación 1:1 (83 % del total; figura 4.8) indican aportes históricos elevados de las formas inorgánicas disueltas al agua. Al igual que lo ocurrido para el 2015, el fósforo parecería estar siendo también históricamente transportado de manera disuelta y no asociado a partículas de suelo hacia los cursos de agua. Resultado que se refuerza al no haberse encontrado tampoco evidencia de que el PT estuviera asociado a procesos erosivos y por lo tanto vinculado a la concentración de SST o la turbidez (figura 4.8). Las razones que explicarían dicho fenómeno ya han sido mencionadas.

A diferencia que los resultados encontrados para el PT, la mayoría de los sitios no presentaron tendencias claras en la concentración de NO_3 (figura 4.6). En los únicos casos donde pudo ajustarse un modelo de regresiones partidas fue para el sitio 1. SL y 7.PP. Si bien, estos modelos, al igual que para el PT mostraron una tendencia incremental hasta los puntos de quiebre donde comienza una tendencia decreciente, dichos puntos de quiebre no coinciden con los encontrados para el PT. Por lo tanto y a diferencia de las tendencias del PT no se encontró que la variación histórica de la concentración del NO_3 pueda ser asociada a los patrones de intensificación productiva.

6. Conclusiones

La caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados realizada en el año 2015 evidenció problemas de calidad de agua (condiciones meso a hipereutróficas) en las dos subcuencas que abastecen de agua a la usina potabilizadora de Aguas Corrientes: la cuenca del río Santa Lucía y la cuenca del Arroyo Canelón. Esta última fue la que presentó las peores condiciones de calidad de agua y también, fue el sitio de mayor riesgo de ocurrencia de floraciones dada las concentraciones extremadamente altas de nutrientes encontradas y condiciones de bajo caudal frecuentes. La influencia relativa de este sitio en la calidad de las aguas de la toma de Aguas Corrientes parecería ser dependiente del manejo del embalse Canelón Grande. Por lo tanto, se identifica el manejo del caudal de salida del embalse como un factor clave a regular a la hora de controlar situaciones potenciales de riesgo. A pesar de esto, si comparamos la influencia de las dos cuencas que aportan agua a Aguas Corrientes, la cuenca del río Santa Lucía sería la que transporta mayor contenido absoluto de contaminantes respecto a la cuenca del Arroyo Canelón, por lo que debe considerarse especialmente en las medidas para disminuir la concentración de contaminantes en la Zona A.

La detección de situaciones favorables para el crecimiento de fitoplancton es de vital importancia para prevenir floraciones nocivas que puedan comprometer las fuentes de agua potable para consumo. En particular, se deberá tener especial atención en condiciones de caudal de base durante los meses de verano, con condiciones de temperatura y luz favorables. Respecto a esto, los resultados de este estudio evidencian la existencia de varios puntos de la cuenca donde se estarían dando las condiciones abióticas necesarias para la ocurrencia de floraciones de fitoplancton potencialmente tóxico, el arroyo Canelón Chico (8.ESC), y ambos embalses (3.EC. y 4.EPS). En una situación cuasi general de aguas enriquecidas, condiciones de bajo caudal fue la variable que mejor predijo la concentración de clo α .

Los resultados encontrados en este trabajo también marcaron una fuerte influencia los usos de suelo en la calidad de agua. Las variables indicadoras de mala calidad de agua, y que evidencian procesos de eutrofización, estuvieron fuertemente asociados los usos de suelo más intensivos (% cultivos). En consecuencia, las cuencas con mayor cobertura de vegetación natural o semi-natural presentaron mejores condiciones que aquellas con un alto porcentaje de cultivos. La fuerte correlación actual y pasada de la superficie de cultivos sobre las concentraciones de nutrientes, que en la mayoría de los casos presentaron comportamiento de fuente difusa, indica que son necesarias medidas que minimicen dichos impactos. Por otro lado, los resultados evidencian que para lograr una disminución significativa de la concentración de PT en los cursos de agua, reducir los procesos erosivos no sería suficiente, sino que además, deberán controlarse las fuentes difusas de la forma disuelta de fósforo vinculada a la aplicación de fertilizantes.

Por otro lado, los resultados obtenidos mostraron que el régimen de precipitación pareció jugar un rol fundamental en el transporte de contaminantes del sistema terrestre al acuático, que se evidenció en el aumento de las cargas absolutas y la exportación durante los eventos de pulso de caudal para la mayoría de las variables analizadas. Durante estos eventos, las cargas y los coeficientes de exportación fueron significativamente mayores a los valores acumulados totales transportados en condiciones de flujo de base. Este alto acoplamiento entre el régimen de precipitación e hídrico y el transporte de sustancias hacia los cursos de agua remarca la importancia de estos eventos concretos pero de alto impacto en la calidad del agua.

A través de la mayor serie de datos que se tiene actualmente de la cuenca del río Santa Lucía, se identificó la existencia de un proceso de eutrofización sostenido en la mayoría de los sitios analizados. Según los resultados obtenidos, dicha tendencia hacia el deterioro en la calidad de

agua respondió, mayoritariamente, a procesos de intensificación productiva en la cuenca y que se evidenciaron en los cambios de las coberturas de suelo.

7. Perspectivas

Trabajos como este, que analicen de forma integral los vínculos entre la exportación y transporte de nutrientes y la presencia de indicadores de fitoplancton respecto a las variables explicativas de estos, como lo fueron el régimen hidrológico y usos de suelo son un importante insumo para comprender mejor eventos que pueden comprometer la calidad de agua de sistemas fluviales utilizados como recurso de agua potable, como el ocurrido en la cuenca del río Santa Lucía en el año 2013.

Dado el estado crítico de la calidad de agua que presentó la mayor parte de los sitios estudiados se considera urgente reforzar las medidas de protección planteadas por DINAMA en el 2013. Los resultados presentados en esta sección, evidencian que para lograr una disminución significativa de la concentración de P en los cursos de agua, reducir los procesos erosivos no sería suficiente, sino que además, deberán controlarse las fuentes difusas de fósforo inorgánico disuelto probablemente vinculadas a la aplicación de fertilizantes. En este sentido, se recomienda, al igual que lo hacen estudios recientes para el área de estudio (Chalar et al., 2017), controlar la aplicación indiscriminada de fertilizantes, restaurar y ampliar la medida de protección de una zona *buffer* de vegetación ripiara a los cursos de menor orden de la cuenca así como restringir el acceso del ganado a los cursos de agua.

Además del evento de floración de cianobacterias ocurrido en la cuenca del río Santa Lucía en el año 2013, estudios recientes en el país han registrado eventos de floraciones en cuerpos de agua destinados a la toma de agua para consumo (Río Negro, Chalar, et al., 2015 y González-Piana, et al., 2017; Laguna del Sauce, Bonilla, et al., 2015) lo que evidencia el alcance y seriedad de esta problemática para el país. Los resultados de esta tesis mostraron que, en una situación de aguas enriquecidas *cuasi* generalizada como la que ocurre en los sitios estudiados, tener en cuenta la influencia del caudal como variable explicativa de la concentración de clorofila *a* (indicador indirecto de fitoplancton) será vital a la hora de planificar medidas de mitigación, pero también a la hora de evaluar las implicancias de la construcción de embalses. Estudios previos encuentran resultados similares y advierten sobre las consecuencias negativas de construir represas dado el efecto que tienen de disminuir el caudal (Davis & Koop, 2006; Paerl & Huisman, 2008; Paerl & Huisman, 2009).

El estado de la calidad de las aguas de ambos tributarios que descargan sus aguas en la zona A influyen de manera distinta pero significativamente la calidad de del agua bruta. La cuenca río Santa Lucía sería la que transporta mayor contenido neto de contaminantes mientras que la cuenca del arroyo Canelón es la zona de más alto riesgo para la ocurrencia de floraciones por su condición de elevado estado trófico y bajos caudales en varios sitios. Sin embargo, los caudales de las dos cuencas que drenan agua hacia la usina potabilizadora de Aguas Corrientes presentaron una variación temporal de sus aportes relativos según factores de orden hidrológico y de manejo de los embalses. Sin embargo, estudios previos también señalan la importancia de otros factores que no fueron evaluados en este trabajo (ej.: el ángulo existente entre los dos cursos de agua que conforman la confluencia, la simetría de la misma y la diferencia que pudiesen existir entre las alturas de los dos lechos del río). Entender esta dinámica es fundamental a la hora de cuantificar la influencia que tendrá la calidad de agua de ambos ríos sobre el agua bruta extraída para la potabilización.

Sin bien las mediciones precisas de caudal permitieron obtener resultados importantes para comprender cómo el régimen de precipitación e hidrológico afecta la calidad de las aguas estudios previos en el país señalan que existen diferencias significativas entre los valores de cargas calculados a partir de metodologías distintas de muestreo. Por lo tanto este tipo de trabajos deberían complementarse con otros que utilicen metodologías de muestreo

automático y continuo de manera de captar más ampliamente la variabilidad de éste y reducir el grado de estimación al realizar el cálculo de cargas y coeficientes de exportación. Un primer paso en este sentido, podría ser testear la capacidad de los modelos potenciales obtenidos a partir del estudio de la variación de las concentraciones de nutrientes y sólidos en función del caudal para predecir la carga de éstos a partir de medidas de caudal. Medidas de la que, tanto la OSE como DINAMA, disponen en mayor frecuencia respecto a las de concentraciones que implican mayor esfuerzo de muestreo y procesamiento posterior. Los ajustes altamente significativos encontrados en este análisis señalan una alta potencialidad de estos para la gestión.

El cambio climático está modificando los regímenes de precipitación en el mundo (O’Gorman & Schneider 2009; Pall et al. 2007; Zhang et al. 2007; Milly et al. 2005). A pesar de que existen discrepancias sobre las razones por las cuales se explican los cambios hidrológicos (Pall et al., 2007; O’Gorman & Schneider, 2009), todos los trabajos reconocen que en el marco del cambio climático, son de esperarse cambios en los regímenes de precipitación y un aumento de la frecuencia de eventos extremos de lluvia y dichos cambios diferirán según la región geográfica. Dado este contexto, estudios que evalúen la relación entre el régimen hidrológico y la calidad de las aguas serán cada vez más relevantes, ya que los resultados obtenidos en este estudio y estudios previos para el país (Lescano et al. 2017; Goyenola et al., 2015b) han mostrado una fuerte influencia de los regímenes de precipitación e hidrológicos en los ecosistemas límnicos. Además, también se espera que la frecuencia e intensidad de floraciones de cianobacterias aumente, favorecidas por los cambios esperables de las condiciones ambientales en el contexto del cambio climático (Paerl & Huisman, 2009) lo que agravaría aún más las perspectivas a largo plazo si no empiezan a tomarse medidas de mitigación de la eutrofización de manera urgente en el resto del territorio.

8. Bibliografía

- Achkar, M., Domínguez, A. & Pesce, F. (2014). Cuencas hidrográficas del Uruguay. Situación actual y perspectivas. Montevideo: Redes Amigos de la Tierra.
- Ahearn, D.S., Sheibley, R.W., Dahlgren, R.A & Keller, K.E. (2004) temporal dynamics of stream water chemistry in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada. California. *Journal of hydrology*. 295, 47-63.
- Ahearn, D.S., Sheibley, R.W., Dahlgren, R.A., Anderson, M., Johnson, J. & Tate, K.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: 234-247.
- Allan, J.D., (1995). *Stream ecology, structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London.
- Allan, J.D., Erickson, L.D. & Fay, J., (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37: 149-161.
- APHA (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WPCF, Washington.
- Arrigo, K. (2005). Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437, 349-355.
- Arocena R., Chalar, G., Fabián, D., de León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J.P., Castiglioni, R. & Gabito, L., (2008). Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Informe final del convenio DINAMA (MVOTMA) - Sec. Limnología, Facultad de Ciencias, UdelAR [en línea]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy> [20/06/2017].
- Arocena, R., Chalar, C., Perdomo, C., Fabián, D., Pacheco, J.P., González, M., Olivero, V., Silva, M. & García, P. (2011) Impacto de la producción lechera en la calidad del agua. Seminario de Sustentabilidad ambiental de los sistemas lecheros en un contexto económico de cambios. La Estanzuela, INIA, Serie Actividades de Difusión no. 663
- Arocena, R & Conde, D., (1999). Métodos en ecología de aguas continentales. Con ejemplos de limnología en Uruguay. DIRAC, Montevideo.
- Aubriot, L. & Bonilla, S., (2012). Rapid regulation of phosphate uptake in freshwater cyanobacterial blooms. *Aquatic Microbial Ecology*. 67, 251-263.
- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. & Brito, A., (2005). Vulnerabilidad de una laguna costera reserva de biósfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila, I. y Pizarro, J., (eds). *Taller Internacional de Eutrofización y Embalses CYTED VXIIB*. Santiago de Chile: Patagonia Impresores. 65-87.
- Aubriot, L., Bonilla, S., Hirsch, F., Somma, A., Illarze, M., Cremella, B., & Delbene, L. (2017a). Implementación de medidas de detección temprana de cianobacterias planctónicas en el Río Santa Lucía. Informe Final. 71 pp.
- Aubriot, L., & Bonilla, S. (2018). Regulation of phosphate uptake reveals cyanobacterial bloom resilience to shifting N:P ratios. *Freshwater Biology*, 63(3), 318-329.
- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F. & Bonilla, S., (2017b). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. INOTEC. 14-16.
- Aubriot, L., Piccini, C. & Machín, E. (2013). Calidad de agua del Arroyo Canelón Chico (2011-12) e identificación de problemas ambientales. Facultad de Ciencias- Clemente Estable. 11pp.
- Barreto P. (2008). Efectos iniciales de la aforestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una Cuenca del Río Tacuarembó. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, UdelAR.
- Barreto, P., Ernst, O. & Perdomo, C. (2014). Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. Congreso Uruguayo de Suelos y VI. Encuentro de la SUCS, 6-8 Agosto de 2014, Colonia del Sacramento Uruguay.

- Barreto, P., Dogliotti, S. y Perdomo, C., (2017). Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia River basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*.10, 1-8.
- Bonilla, S. (2009). Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de monitoreo. UNESCO, Montevideo.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B.M., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INOTEC*. 10, 9-22.
- Bouwman, A. F., Bierkens, M.F.P, Griffioen, J., Hefting, M.M., Middelburg, J.J., Middelkoop, H. & Slomp, C.P. (2013). Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*. 10,1-23.
- Bowes, M.J., Smith, J.T., Jarvie, H.P. & Neal, C. (2008). Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the total environment*. 395, 125-138.
- Campra, P. & Morales, M. (2016). Trend analysis by a piecewise linear regression model applied to surface air temperatures in Southeastern Spain (1973–2014). *Nonlinear Processes Geophysics Discussions*. doi:10.5194/npg-2016-29, 1-25.
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H. & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36:75-99
- Chalar, G. (2009). The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *En: Limnologia*, 39(3):200-208.
- Chalar, G., Delbene, L., González-Bergonzoni, I., & Arocena, R., (2013). Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicators*, 24: 582–588.
- Chalar, G., Gerhard, M., González-Piana, M. y Fabián, D. (2014). Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena. *En: Marcovecchio, J. E., Botté, S. E. y Freije, R. H., Procesos geoquímicos superficiales en Sudamérica*. Salamanca: Nueva Graficesa. pp.121-148.
- Chalar, G., Fabián, D., González-Piana, M. & Piccardo, A., (2015). Estado y evolución de la calidad de agua de los tres embalses del Río Negro. Montevideo: Facultad de Ciencias, UdelaR, UTE.
- Chalar, G., Garcia-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. & Arocena, R., (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologia*. 65, 76-84.
- Chambers, P.A., Meissner, R., Wrona, F.J., Rupp, H., Guhr, H., Seeger, J., Clup, J.M. & Brua, R.B., (2006). Changes in nutrient loading in agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. *Hydrobiologia*, 556: 399-415.
- Claus, A. & George, E. (2005) Effect of stand age on fine-root biomass and biomass distribution in three European forest chronosequences. *Canadian Journal of Forest Research*. 35, 1617-1625.
- Clinton, B.C. & Vose, J.M., (2006). Variation in stream water quality in an urban headwater stream in the southern Appalachians. *Water, air and soil pollution*. 169, 331-353.
- Crisci, C., Goyenola, G., Terra, R., Lagomarsino, J., Pacheco, J., Díaz, I., González-Madina, L., Levrini, P., Méndez, G., Bidegain, M., Ghattas, B. & Mazzeo, N., (2017). Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay). *INNOTEC*. 13,46-57.
- Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415 (3):23.
- Crutzen, P. J. y Stoermer, Eugene F. (2002). The "Anthropocene". *Global Change News Letter*, 41:17-18.

- Cunha, D. G.F., Calijuria, M., & Lamparelli, M.C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}) Ecological Engineering. 60, 126-134.
- Davis, J.R., & Koop, K., (2006). Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries – a southern hemisphere perspective on the science and its implications. *Hydrobiologia*, 559: 23-76.
- Davis, M. (2008). Welcome to the next epoch. TomDispatch. [En línea], Inglés. Disponible en: <http://www.tomdispatch.com/post/174949> [2017, agosto 17]
- Davis, T. W., Bullerjahn, G. S., Tuttle, T., McKay, R. M., & Watson, S. B. (2015). Effects of increasing nitrogen and phosphorus concentrations on phytoplankton community growth and toxicity during planktothrix blooms in Sandusky Bay, Lake Erie. *Environmental Science & Technology*, 49(12): 7197-7207
- Delbene, L., Gerhard, M., Marrero, A., Samsa, V. & Aubriot L., (2011). Evaluación de la calidad del agua de un lago artificial de la Ciudad de la Costa. Informe Técnico. Programa de Apoyo a la Realización de Proyectos de Investigación para Estudiantes Universitarios - CSIC.
- 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. UdelaR. 43pp.
- DINAMA (2014). Indicadores ambientales de Uruguay. Informe de estado del ambiente 2013. Montevideo: MVOTMA.
- Dodds, W.K., Jones, J.R., Welch, E.B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*. 32:1455-1462.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., et al. (2012). Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS ONE*, 7(6): e38757 , [En línea], Inglés. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038757>
- Ekholm, P. & Krogerus, K., (2003) Determining algal-available phosphorus of differing origin:routine phosphorus analyses versusu alga assays. *Hydrobiologia*. 492, 29-42.
- EPA, (1998). National strategy for the development of regional nutrient criteria. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water Fact Sheet EPA-822-F-98-002.
- Esteves, F. A. (1988). Fundamentos de Limnología. Interciência, Rio de Janeiro.
- Failde, A., Lanzilotta, B., Perdomo, C., Pérez Bidegain, M. & Rosas, F. (2015) Instrumentos fiscales para el control y la reducción de la contaminación en la cuenca del río Santa Lucía en Uruguay. Estudio aplicado a la Cuenca del Río Santa Lucía. Informe Final. Convenio RedMercosur - Centro de Estudios Fiscales. 110 pp.
- FAO. (2016). Land Cover Classification System. Software version 3. FAO [en línea]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i5232e.pdf> [22/07/2017].
- Ferber, L.R., Levine, S.n., Lini, A. & Livingston G.P., Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen?. *Freshwater Biology*. 49, 690-708.
- Fernández Durán, R. (2010). El Antropoceno: la crisis ecológica se hace mundial. *Rebellion* [En línea] Disponible en: <http://www.rebellion.org/docs/104656.pdf> [2017, agosto 18].
- Fernández, E., Aharonian, A., Aubriot, L., Santos, C., Achkar, M. & Calliari, D. (2016). Desafíos, impactos e implicaciones de la propuesta de modificación a la Ley de Riego. Resumen mesa redonda III-JIBE Cure-Rocha 1 diciembre 2016. Rocha: CURE-UdelaR.
- Freeman, M.C., Pringle, C.M. & Jackson, C.R., (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*. 43(1), 5-14.
- Ficklin, D., Luo, Y., Luedeling, E., Gatzke, S.E. & Zhang, M., (2010). Sensitivity of agricultural runoff loads to rising levels of CO₂ and climate change in the San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental Pollution*. 158, 223–234.

- Gallardo B., Español C. & Comin F.A. (2012). Aquatic metabolism short-term response to the flood pulse in a Mediterranean floodplain. *Hydrobiologia*, 693: 251–264.
- García, A. & González, P. (2015). Análisis de evolución de los precios de los *commodities*. Instituto de Competitividad. Universidad católica del Uruguay, 5pp.
- Gentry L.E., David M.B., Royer T.V., Mitchell C.A., & Starks K.M. (2007). Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. *Journal of environmental quality*. 36, 408–415.
- González B. (1991) Análisis multivariante. Aplicación al ámbito sanitario. SG Editores, Barcelona.
- González-Piana, M., Fabián, D., Piccardo, A. y Chalar, G., (2017). Dynamics of total Microcystin LR concentration in three subtropical hydroelectric generation reservoirs in Uruguay, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 99(4), 488-492.
- González-Piana, M., Fabian, D., Delbene, L., & Chalar, G., (2011). Toxics blooms of *Microcystis aeruginosa* in three the Rio Negro reservoirs, Uruguay. *Harmful Algae News*. 43, 16-17.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N.B., Jeppesen, E. & Kronvang, B., (2015a). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and earth systems sciences*. 19,4099-4111
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N.B., Jeppesen, E. & Kronvang, B., (2015a). Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrology and earth systems sciences. Discussions*. 12,3349-3390
- Gudynas, E. (2015). Ecología, economía y política de un modo de entender el desarrollo y la Naturaleza. CEDDIB y CLAES, Cochabamba.
- Gutierrez, D., Rafalski, A., Beauchesne, K., Moeller, P., Triemer, R., Zimba, P., (2013) Quantitative Mass Spectrometric Analysis and Post-Extraction Stability Assessment of the Euglenoid Toxin Euglenophycin. *Toxins*. 5, 1587.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. 52pp.
- Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Bowes, M.J., Palmer-Felgate E.J. , Harper, D.M., Wasiak, K., Wasiak, P., Hodgkinson, R.A. , Bates, A., Stoate, C., Neal, M., Wickham H.D., Harmana, S.A. & Armstronga, L.K. (2010). Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural–agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 135, 238-252.
- JICA-MVOTMA, (2013). Comunicado: Plan de acción para la protección del agua en la cuenca del Santa Lucía [en línea]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/sala-de-prensa/comunicados/archive/view/listid-4-comunicados-de-prensa/mailid-367-comunicado-plan-de-accion-para-la-proteccion-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-lucia> [09/10/2013]
- Khan, F.A. & Ansari, A.A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*. 71(4), 449-482.
- Karr, J.R. & Schlosser, I.J., (1978). Water Resources and the Land-Water Interface. *Science*. 201(21), 229-234.
- Kearney, M.A., Zhu, W. & Graney, J., (2013). Inorganic nitrogen dynamics in an urban constructed wetland under base-flow and storm-flow conditions. *Ecological Engineering*. 60, 183-191.
- Kaushal S.S., Likens G.E., Jaworski N.A., Pace M.L., Sides A.M., Seekell D., Belt K.T., Secor D.H. & Wingate R.L. (2010). Rising stream and river temperatures in the United States. *Front Ecol Environ*, 8(9): 461–466.
- Lamparelli, M. (2004). Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tesis de Doctorado, Universidad de San Pablo [en línea] Disponible en: <https://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=>

- 1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjO9dzMjaPWAhVGOhoKHaKCCj0QFggmMAA&url=http%3A%2F%2Fwww.theses.usp.br%2Fteses%2Fdisponiveis%2F41%2F41134%2Fde-20032006-075813%2Fpublico%2FTeseLamparelli2004.pdf&usg=AFQjCNEcgtZa3-I0JWLVBV4Fj6KQUXrAZQ [10/09/2017].
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J.P., Perdomo, C. & Rodríguez-Gallego, L. Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INOTEC*. 13, 78-91.
- Liu, R. Q., Jacobi, C., Hoffmann, P., Stober, G. & Merzlyakov, E. G., (2010). A piecewise linear model for detecting climatic trends and their structural changes with application to mesosphere/lower thermosphere winds over Collm, Germany. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 115,1-10.
- Marcarelli A.M., Van Kirk R.W. & Baxter C.V. (2010). Predicting effects of hydrologic alteration and climate change on ecosystem metabolism in a western U.S. river. *Ecological Applications*. 20(8), 2081–2088.
- Marshall E. & Randhir T. (2008). Effect of climate change on watershed system: a regional analysis. *Climatic Change*. 89, 263–280.
- Mazzeo, N., Clemente, J., García-Rodríguez, F., Gorga, J., Kruk, C., Larrea, D., Meerhoff, M., Quintans, F., Rodríguez-Gallego, L. y Scasso, F. (2002). Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. En: Domínguez, A. y Prieto, R.G., (eds.). *Perfil Ambiental del Uruguay*. Montevideo: Nordan-Comunidad. pp.39-56.
- Meixner T., Huth A.K., Brooks P.D., Conklin M.H., Grimm N.B., Bales R.C., Haas P.A. & Petti J.R. (2007). Influence of shifting flow paths on nitrogen concentrations during monsoon floods, San Pedro River, Arizona. *Journal of Geophysical Research*. 112, 1–11.
- Melland A.R., Mellander P.E., Murphy, P.N.C., Wall D.P., Mehan, S., Shine, O., Shortle G. & Jordan P. (2012). *Environmental Science & Policy*. 24, 58-70.
- Mellander P.E., Melland A.R., Jordan P., Wall D.P., Murphy, P.N.C. & Shortle G. (2012). Quantifying nutrient transfer pathways in agricultural catchments using high temporal resolution data. *Environmental Science & Policy*. 24, 44–57.
- Mellander, P.E., Jordan, P., Shore, M., Melland, A.R. & Shortle, G. (2015). Flow paths and phosphorus transfer pathways in two agricultural streams with contrasting flow controls. *Hydrological processes*. DOI: 10.1002/hyp.10415.
- Mendiguchía C., Moreno, C. & García-Vargas, M. (2007). Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. *Chemosphere*. 69, 1509-1517.
- Milly P.C.D., Dunne K.A. & Vecchia A.V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*. 438, 347–350.
- Mueller, D.K. & Spahr, N.E., (2006). Nutrients in streams and rivers across the Nation—1992–2001. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2006. 5107,44 pp.
- MVOTMA, (2011). Proyecto sobre el Control de la del Agua y la Gestión de la Calidad del Agua en la Cuenca del Río Santa Lucía Contaminación. Informe Final del Proyecto. Tomo I.
- MVOTMA, (2015a). Evolución de la calidad en la cuenca del Santa Lucía. 10 años de información. MVOTMA-DINAMA, Montevideo. 132pp.
- MVOTMA, (2015b). Plan de acción para la protección del agua en la cuenca del Santa Lucía [En línea] Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/portal/ciudadania/biblioteca/item/10004440-plan-de-accion-para-la-proteccion-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-lucia-junio-2015.html> [2018, enero 29].
- MVOTMA, (2017b). Plan Nacional de Aguas. Propuesta elevada a consideración del Poder Ejecutivo [En línea] Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/images/slides/PNA%202017%20propuesta%20PE.pdf> [2017, julio 14].
- MVOTMA (2017b). Poder Ejecutivo aprobó el Plan Nacional de Aguas. MVOTMA, [En línea] Disponible en: <http://mvotma.gub.uy/sala-de-prensa/noticias/item/10009187-poder-ejecutivo-aprobo-el-plan-nacional-de-aguas.html> [2017, agosto 18].

- Oenema, O., & Roest, C.W.J., (1997). Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters. In: Roijackers, R, Aalderik, R.H. & Blom, G. (eds.). Eutrophication research, state of the art, Department of water quality management and aquatic ecology, Wageningen agricultural university, Netherlands, 13-25.
- O’Gorman, P.A. & Schneider, T., (2009). The physical basis for increases in precipitation extremes in simulations of 21st-century climate change. *PNAS*. 106 (35), 14773–14777.
- OPP, (2015). Reporte Uruguay 2015. Montevideo: OPP.
- Paerl, H.W. & Huisman, J., (2008). Blooms like it hot. *Science*. 320,57-58.
- Paerl, H.W. & Huisman, J., (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*. 1(1), 27-37.
- Paerl, H. W., Xu, H., Hall, N. S., Zhu, G., Qin, B., Wu, Y., et al. (2014). Controlling cyanobacterial blooms in hypertrophic Lake Taihu, China: Will nitrogen reductions cause replacement of non-N₂ fixing by N₂ fixing taxa? *PLoS ONE*, 9(11): e113123., [En línea], Inglés. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113123>].
- Paerl, H.W., Scott, J.T., Mccarthy, M.J., Newell, S.E., Gardner, W.S., Havens, K.E., Hoffman, D.K., Wilhelm, S.W. & Wurtsbaugh, W.A. (2016). It takes two to tango: when and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environmental Science & Technology*. 50, 10805-10813.
- Paerl, H. (2018). Mitigating toxic planktonic cyanobacterial blooms in aquatic ecosystems facing increasing anthropogenic and climatic pressures. *Toxins*, 10, 76.
- Pall, P., Allen, M.R. & Stone, D.A., (2007). Testing the Clausius–Clapeyron constraint on changes in extreme precipitation under CO₂ warming. *Climate Dynamics*. 28,351–363.
- Piñeiro, V. & Perdomo, C. (2014). Pérdidas de fósforo soluble en pasturas convencionales y campo natural en un sitio ubicado en la cuenca del Río Santa Lucia. Poster presentado en el 6° Congreso Uruguayo de la Ciencia del Suelo, Colonia del Sacramento. Uruguay, 6 al 8 de agosto de 2014.
- PNUMA, 2007. Perspectiva para el medioambiente mundial, GEO 4, medio ambiente para el desarrollo. Resumen para los tomadores de decisiones. 32pp.
- REDES, (2016). Impactos del cultivo de soja en Uruguay. Cambios en el manejo de la tierra y en el uso de agroquímicos. [en línea] Disponible en: http://www.pdfdesbloquear.com/files/REDES---ImpactosSojaUy_unlocked.pdf [29/01/2018].
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meeffoff, E. y Conde, D. (2017) Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, coastal and shelf science*. 188, 116-126.
- Rhoads, B. L. & Kenworthy, S.T. (1998). Time-averaged flow structure in the central region of a stream confluence. *Earth surface processes and landforms*, 23, 171–191.
- Rhoads, B. L. (2001). Field investigation of three-dimensional flow structure at stream confluences: Thermal mixing and time-averaged velocities. *Water resources research*, 37(9), 2393-2410.
- Rucks, L., F. García, A. Kaplán, J. Ponce de León & Hill. M. (2004) Propiedades físicas del suelo. Departamento de suelos y aguas, Facultad de Agronomía, UdelaR.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195, 260-262.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.p., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*. 105 (32), 11254-11258.
- Seitzinger, S. P., Mayorga, E., Bouwman, A. F., Kroeze, C., Beusen, A. H. W., Billen, G., Van Drecht, G., Dumont, E., Fekete, B. M., Garnier, J., Harrison, J., Wisser, D., & Wollheim, W. M. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*. 23, 1-16.

- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P., (2013). Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. En: *J Environ Qual*, 42, pp.1308-1326.
- Sharpley A.N., Kleinman P.J.A., Lancaster L.H, Gburek W.J., Folmar G.J. & Schmidt J.P. (2008). Phosphorus Loss from an Agricultural Watershed as a Function of Storm Size. *Journal of Environmental Quality*. 37, 362–368.
- Silvera, N., Olivera, F., Frachia, R., Armand Ugón, I., Garrido Silveira, M., Fascioli, S., De los Santos, P., Brum Bulanti, L. & García Alonso, J. (2017). Análisis espacio-temporal de los usos de suelo y sus presiones como herramienta de gestión integrada de cuencas. El caso de la microcuenca Tarariras, Maldonado, Uruguay. *INNOTECH*.13, 58-66.
- Singh, D., Gupta, R. D. & Jain, S. K. (2015). Statistical analysis of long term spatial and temporal trends of temperature parameters over Sutlej river basin, India. *Journal of Earth System Science*. 124,17-35.
- Sinha, E., Michalak, A.M. & Balaji, V. (2017). Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*. 357, 105-108.
- Somma, A. (2018). Implicancias de la hidrología en la presencia y biomasa de grupos formadores de floraciones algales nocivas en un sistema fluvial eutrófico (río Santa Lucía, Uruguay). PEDECIBA-Biología, UdelaR. En evaluación.
- Stainbrook K. M., K. E. Limburg, R. A. Daniels & Schmidt, R. E., (2006) Long-term changes in ecosystem health of two Hudson Valley watershed, New York, USA, 1936-2001. *Hydrobiologia*, 571: 313-327.
- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks S., Nilsson, C., Pinay, G. & Naiman, R.J., (2003). Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems*. 6, 407-423.
- Strickland, J.D.H & Parsons T.R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board, Vol. 167, Ottawa.
- Teixeira de Mello, F., (2007). Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río Santa Lucía (Uruguay). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UdelaR.
- Uruguay, República Oriental del. (1979). Decreto 253/979, de 09 de mayo de 1979. Medio ambiente. Ecología. Recursos naturales. Recursos hídricos. Prevención de contaminación de las aguas. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, No. 20.504, p. 1473.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Reidy Liermann, C. & Davies, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561.
- Willame, R., Jurczak, T., Iffly, J-F., Kull, T., Meriluoto, J. & Hoffmann, L. (2005) distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxembourg. *Hydrobiologia*. 551,99-117.
- Withers, P.J.A., Hodgkinson, R.H., Adamson, H. & Green, G. (2007). The impact of pasture improvement on phosphorus concentrations in soils and streams in an upland catchment in Northern England. *Agriculture ecosystems & Environment*. 122,220-232.
- Withers, P.J.A. & Jarvie, H.P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the total environment*. 400, 379 – 395.
- Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Elosegí, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J.O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.M., Chauvet, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*. 336, 1438-1440.
- Xu, h., Paerl, H.W., Quin, B., Zhu, G. & Gao, G. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic lake taihu, china. *Limnology and oceanography*. 55(1), 420-432.

- Ye, S., Covino, T.P., Sivapalan, M., Basu, N.B., Li, H. & Wang, S., (2012). Dissolved nutrient retention dynamics in river networks: A modeling investigation of transient flows and scale effects. *Water Resources Research*. 48,1-18.
- Yu-Pin, L., Nien-Ming, H., Pei-Jung, W. & Chien-Ju, L., (2007). Modeling and assessing land-use and hydrological processes to future land-use and climate change scenarios in watershed land-use planning. *Environmental Geology*. 53, 623–634.
- Zimba, P.V., Rowan, M., Triemer, R., (2004). Identification of euglenoid algae that produce ichthyotoxin(s). *Journal of Fish Diseases*. 27,115-117.
- Zhang, X., Zwiers, F.W., Hegerl, G.C., Lambert, F.H., Gillett, N.P., Solomon, S., Stott, P.A., & Nozawa, T. (2007). Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature*. 448:461–466.

ANEXO I: Equivalencias de códigos

Tabla I.1. Sitios de muestreos utilizados para la construcción de la base de datos 2004-2016 según el origen de los datos.

Código F.Ciencias	Coordenadas (UTM)		Código DINAMA-nuevo	DINAMA-viejo	Coordenadas (UTM)		Código OSE	Coordenadas (UTM)	
	X	Y			X	Y		X	Y
1.SL	555640	6181620	SL05	C01	554911	6187850	57*	555202	6188991
2.CBZ	556636	6181953	CA04	C02	560510	6183891	56*	557792	6182518
3.EC	567099	6186504	CA03=CG02	C04	567511	6186735	53	567517	6187037
4.EPS	563881	6208428	PS02	F05	564289	6208894	58	563829	6208161
5.FM	616040	6213072	SL01	L6	642239	6207174	76	615858	6213158
6.SR	596212	6206149	SL03	C07	596148	6206162	75	596145	6206172
7.PP	568990	6197210	SL04	C03	569051	6197191	60	568643	6197264
8.ESC	565921	6182292	CA02	C05	565921	6182289	52	565911	6182290

Tabla I.2. Códigos de las cuencas grado 4 que conforman cada subcuenca utilizada en este trabajo según la clasificación utilizada por DINAMA.

1.SL	2.CBZ	3.EC	4.EPS	5.FM	6.SR	7.PP	8.ESC
6000	6300	6300	6100	6000	6000	6000	6350
6010	6350		6110	6010	6010	6010	
6011	6351		6111	6011	6011	6011	
6012			6120	6012	6012	6012	
6013			6121	6013	6013	6013	
6014			6122	6014	6014	6014	
6015			6123	6015	6015	6015	
6020			6130	6020	6020	6020	
6021			6131	6021	6021	6021	
6022			6150	6022	6022	6022	
6023			6151	6023	6023	6023	
6030			6160	6030	6030	6030	
6031			6161	6031	6031	6031	
6040			6170	6040	6040	6040	
6041			6171	6041	6041	6041	
6050			6180	6050	6050	6050	
6051			6181	6051	6051	6051	
6052				6052	6052	6052	
6053				6053	6053	6053	
6054				6054	6054	6054	
6055				6055	6055	6055	
6056				6056	6056	6056	
6057				6057	6057	6057	
6060					6060	6060	
6061					6061	6061	
6070						6070	
6071						6071	
6072						6072	
6073						6073	
6074						6074	
6075						6075	
6080						6080	
6081						6081	
6082						6082	
6083						6083	
6090							
6091							
6100							
6110							
6111							
6120							
6121							
6122							
6123							
6130							
6131							
6150							
6151							
6160							
6161							
6170							
6171							
6180							
6181							
6200							
6250							
6251							

ANEXO II: Datos complementarios Resultados I

Tabla II.1 Caracterización de los sitios de muestreo según la concentración de nitrógeno disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3). Se muestra la media anual (\bar{X} ; n=12) para cada sitio; el desvío estándar (DS) y los valores mínimos (min) y máximos (máx) para cada una de las variables. Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	Amonio ($\mu\text{g N/L}$)				Nitrito ($\mu\text{g N/L}$)				Nitrato ($\mu\text{g N/L}$)			
	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx	\bar{X}	DS	min	máx
1.SL	52,88	21,69	21,01	83,67	3,75	2,02	1,25	6,94	268,67	92,83	129,44	418,29
2.CBZ	64,40	49,66	22,97	187,85	20,83	41,65	0,99	147,56	617,29	498,08	225,73	1899,77
3.EC	21,07	24,34	2,53	85,65	4,28	4,04	1,09	13,69	353,14	152,85	114,59	592,95
4.EPS	25,32	21,76	3,67	77,36	6,22	6,38	0,77	21,71	474,07	44,98	415,87	571,96
5.FM	14,62	11,14	1,25	42,29	1,82	1,51	0,05	5,67	130,14	89,47	16,29	310,47
6.SR	8,86	6,23	0,84	16,86	1,83	0,97	0,80	4,04	113,01	93,59	9,74	267,15
7.PP	12,04	8,03	1,03	29,10	2,01	2,23	0,12	7,66	126,97	123,64	26,12	394,78
8.ESC	3158,87	1626,40	490,80	6580,83	171,63	191,29	1,25	698,37	650,60	427,38	125,88	1716,78

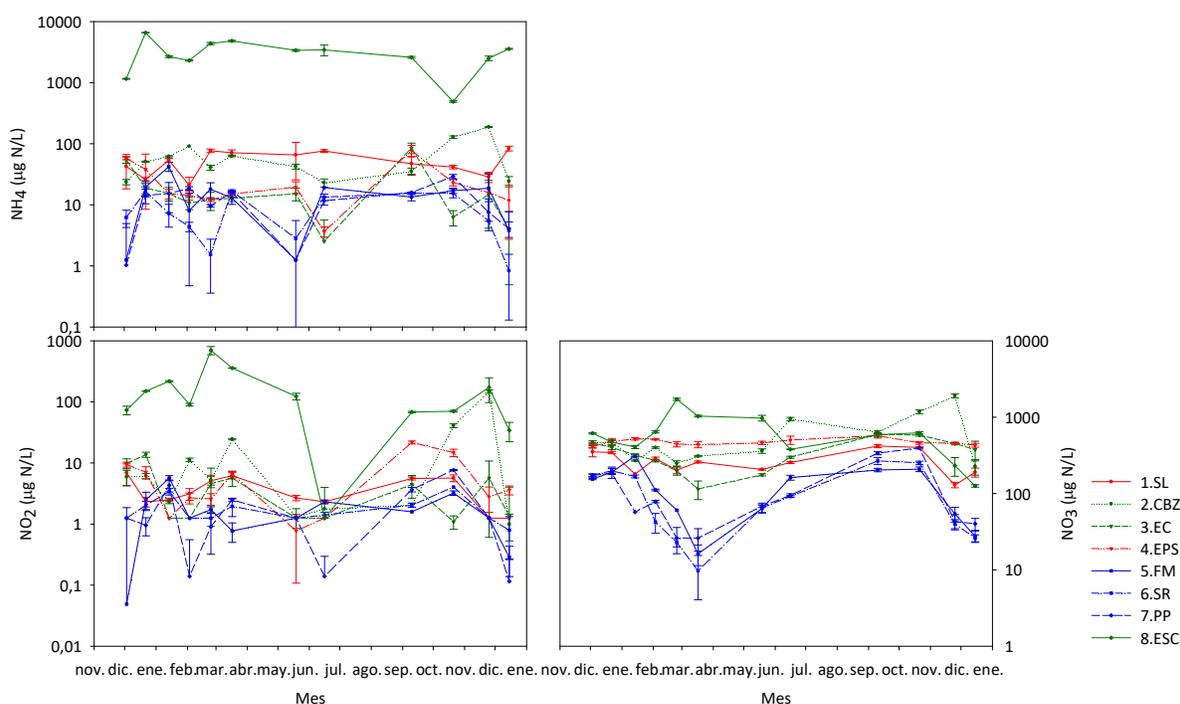


Figura II.1. Variabilidad temporal en las concentraciones de nitrógeno (escala logarítmica) disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía Grande rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

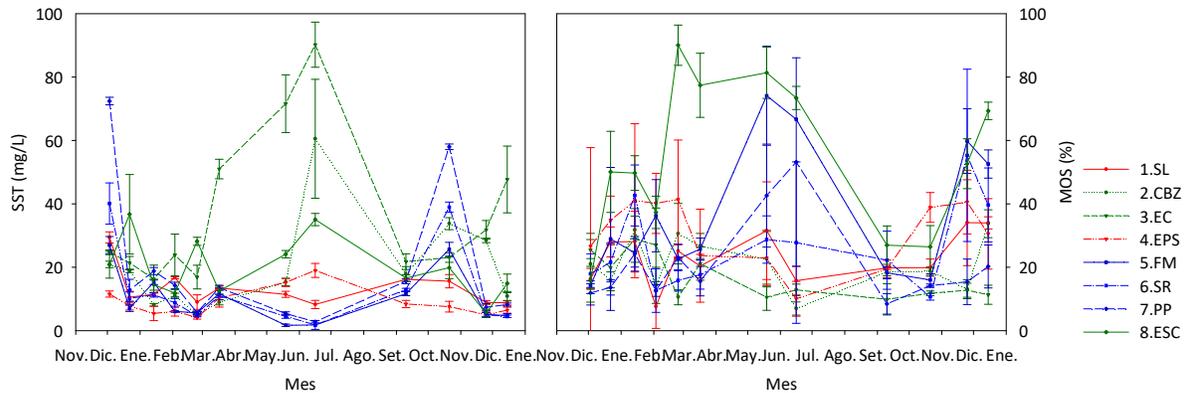


Figura II.2. Variabilidad temporal para sólidos en suspensión totales (SST) y su contenido relativo de materia orgánica (MOS). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía Grande (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Tabla II.2. Valores propios y varianza explicada por cada factor (total y acumulada) del Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado a partir de un subconjunto de las variables ambientales: T, pH, K, OD, NID, PRS, SST, MOS y clo *a* (abreviaciones en tabla 2.3).

Factor	Valor propio	% Total (varianza)	% Acumulado (varianza)
1	5,08	56,50	56,50
2	2,33	25,86	82,36
3	1,03	11,40	93,76
4	0,28	3,15	96,92
5	0,22	2,47	99,39
6	0,04	0,46	99,85
7	0,01	0,15	100,00

Tabla II.3. Correlación de las variables ambientales con los tres primeros factores del Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado a partir de un subconjunto de las variables ambientales: T, pH, K, OD, NID, PRS, SST, MOS y clo *a* (abreviaciones en tabla 2.3).

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
T	0,72	-0,49	-0,39
pH	0,81	-0,53	0,00
K	-0,42	-0,31	0,80
OD	0,90	-0,43	0,07
NID	-0,92	0,28	-0,18
PRS	-0,91	-0,05	-0,33
SST	-0,52	-0,75	-0,27
MOS	-0,83	-0,55	-0,02
Clo <i>a</i>	-0,54	-0,76	0,12

Tabla II.5. Comparación de las cargas (Q-) calculadas para las diferentes variables (abreviaciones en tabla 2.3) entre condición de flujo de base y condición de pulso de caudal. Test utilizado Mann-Whitney (M-W).

	flujo de base (n=16)	flujo de inundación (n=80)	test
Q-NH ₄	a	b	M-W: U = 172,00; T = 1244,000; P ≤ 0,001
Q-NO ₂	a	b	M-W: U = 114,00; T =1302,00; P ≤ 0,001
Q-NO ₃	a	b	M-W: U = 109,00 ; T = 1307,00; P ≤ 0,001
Q-NID	a	b	M-W: U = 93,00; T = 1323,00; P ≤ 0,001
Q-NT	a	b	M-W: U = 110,00; T = 1306,00; P ≤ 0,001
Q-PRS	a	b	M-W: U = 119,00; T = 1297,00; P ≤ 0,001
Q-PT	a	b	M-W: U = 112,00; T = 1304,00; P ≤ 0,001
Q-SST	a	b	M-W: U = 134,00; T = 1282,00; P ≤ 0,001
Q-MOS	a	b	M-W: U = 152,00; T = 1264,00; P ≤ 0,001
Q-Clo α	a	b	M-W: U = 243,00; T = 1173,00; P ≤ 0,001

Tabla II.6. Comparación de los aportes absolutos de contaminantes (cargas, Q-) calculadas para las diferentes variables (abreviaciones en tabla 2.3) en los dos sitios que influyen la calidad de las aguas de la estación potabilizadora de Aguas Corrientes (1.SL: sistema Santa Lucía Chico, rojo y 2.CBZ: sistema Canelón Grande-Chico, verde). Test utilizados Kruskal-Wallis (K-W) test *post hoc* Dunn's.

	sistema Santa Lucía Chico	sistema Canelón Grande- Chico	test	<i>post hoc</i>
Q-NH ₄	a	b	K-W: H = 10,705; 2 grados de libertad; P =0,005	Dunn's: P<0,05
Q-NO ₂	a	b	K-W: H = 10,844; 2 grados de libertad; P= 0,004	Dunn's: P<0,05
Q-NO ₃	a	b	K-W: H = 25,070; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-NID	a	b	K-W: H = 19,790; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-NT	a	b	K-W: H = 20,184; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-PRS	a	b	K-W: H = 27,256; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-PT	a	b	K-W: H = 25,701 ; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-SST	a	b	K-W: H = 22,686; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-MOS	a	b	K-W: H = 30,774; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05
Q-Clo α	a	b	K-W: H = 15,737; 2 grados de libertad; P? 0,001	Dunn's: P<0,05

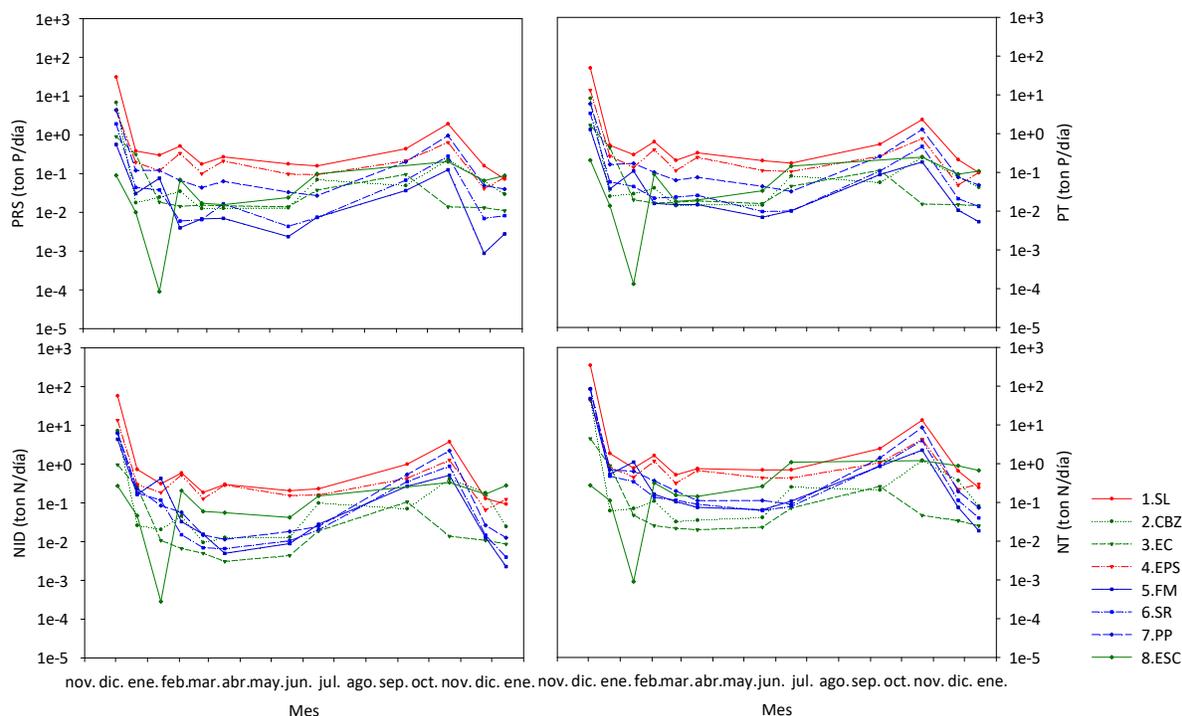


Figura II.3. Variabilidad temporal de las cargas diarias (escala logarítmica) de nutrientes en sus formas disueltas, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y totales, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

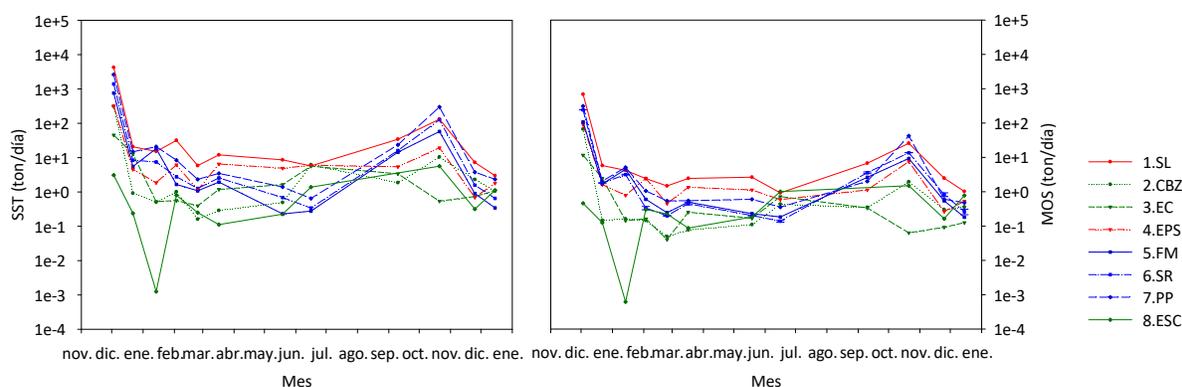


Figura II.4. Variabilidad temporal de las cargas diarias (escala logarítmica) de los sólidos en suspensión totales (SST) y la materia orgánica en suspensión (MOS). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Tabla II.7. Evaluación de las cargas diarias de nitrógeno disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3). Se muestra la mediana anual ($n=12$) para cada sitio y los valores mínimos (min) y máximos (máx). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Sitio	Amonio (ton N/día)			Nitrito (ton N/día)			Nitrate (ton N/día)		
	mediana	min	máx	mediana	min	máx	mediana	min	máx
1.SL	0,052	0,023	6,12	0,0039	0,00042	1,00	0,23	0,064	50,52
2.CBZ	0,0031	0,0013	0,35	0,00026	0,000042	0,089	0,030	0,0080	6,83
3.EC	0,00032	0,000092	0,10	0,000092	0,000025	0,018	0,010	0,0027	0,84
4.EPS	0,0079	0,0012	1,62	0,0018	0,00025	0,26	0,23	0,063	11,64
5.FM	0,0034	0,00017	0,051	0,00035	0,000021	0,007	0,028	0,0020	4,35
6.SR	0,0032	0,00012	0,22	0,00042	0,00011	0,044	0,015	0,0023	6,05
7.PP	0,0075	0,00032	0,15	0,00064	0,000032	0,045	0,034	0,0067	6,24
8.ESC	0,089	0,00	0,27	0,0029	0,00	0,020	0,011	0,00	0,18

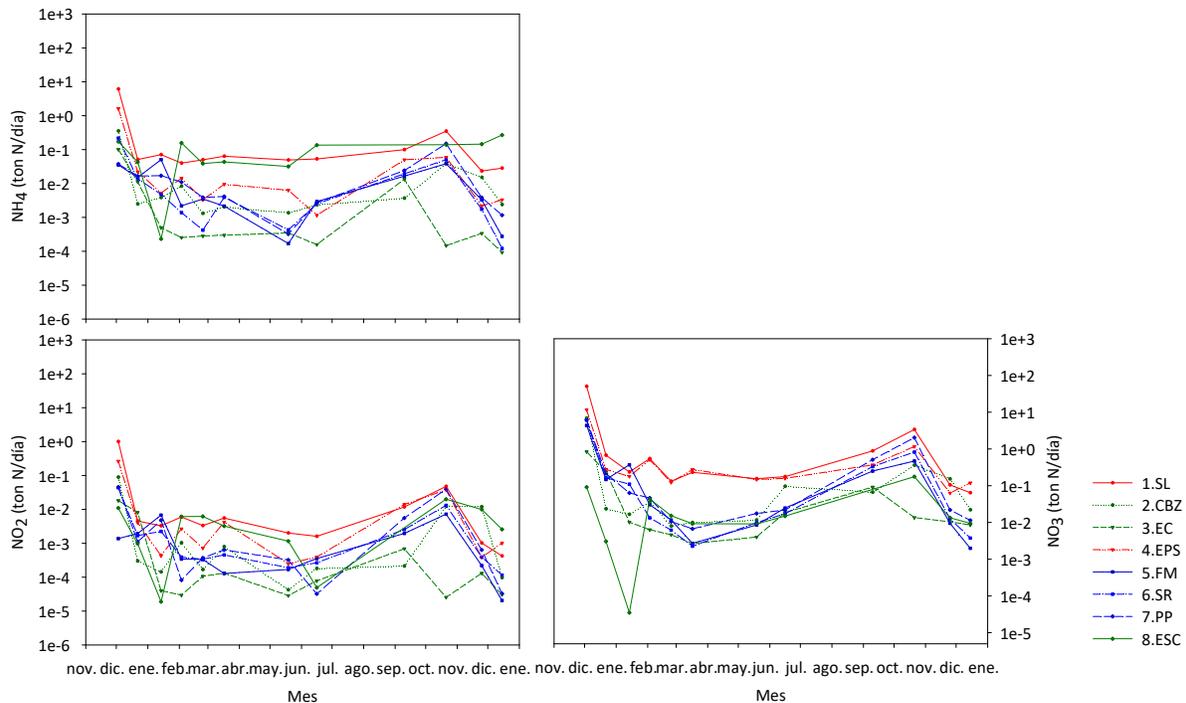


Figura II.5. Variabilidad temporal de las cargas diarias (escala logarítmica) de nitrógeno disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

Tabla II.8. Comparación de los coeficientes de exportación (CE-) calculados para las diferentes variables (abreviaciones en tabla 2.3) entre condición de flujo de base y condición de pulso de caudal. Test utilizado Mann-Whitney (M-W).

	flujo de base (n=16)	flujo de inundación (n=80)	test
CE-NH4	a	b	M-W: U = 182,00; T = 1234,000; P ≤ 0,001
CE-NO2	a	b	M-W: U = 141,00; T =1275,00; P ≤ 0,001
CE-NO3	a	b	M-W: U = 40,00 ; T = 1376,00; P ≤ 0,001
CE-NID	a	b	M-W: U = 63,00; T = 1353,00; P ≤ 0,001
CE-NT	a	b	M-W: U = 64,00; T = 1352,00; P ≤ 0,001
CE-PRS	a	b	M-W: U = 83,00; T = 1333,00; P ≤ 0,001
CE-PT	a	b	M-W: U = 72,00; T = 1344,00; P ≤ 0,001
CE-SST	a	b	M-W: U = 49,00; T = 1367,00; P ≤ 0,001
CE-MOS	a	b	M-W: U = 63,00; T = 1353,00; P ≤ 0,001

Tabla II.9. Comparación de los coeficientes de exportación (CE-) calculados para las diferentes variables (abreviaciones en tabla 2.3) entre los tres sistemas. Test utilizado Kruskal-Wallis (K-W) test *post hoc* Dunn's.

	sistema Santa Lucía Chico	sistema Santa Lucía	sistema Canelón Grande-Chico	test	<i>post hoc</i>
CE-NH4	a	b	a	K-W: H = 13,033; 2 grados de libertad; P =0,001	Dunn's: P<0,05
CE-NO2	ab	a	b	K-W: H = 9,530; 2 grados de libertad; P= 0,009	Dunn's: P<0,05
CE-NO3	a	b	ab	K-W: H = 10,891; 2 grados de libertad; P= 0,004	Dunn's: P<0,05
CE-NID	a	b	a	K-W: H = 13,308; 2 grados de libertad; P= 0,001	Dunn's: P<0,05
CE-NT	b	a	b	K-W: H = 10,778; 2 grados de libertad; P= 0,005	Dunn's: P<0,05
CE-PRS	b	a	b	K-W: H = 27,255; 2 grados de libertad; P≤ 0,001	Dunn's: P<0,05
CE-PT	b	a	b	K-W: H = 24,265; 2 grados de libertad; P≤ 0,001	Dunn's: P<0,05
CE-SST	a	a	a	K-W: H = 2,012; 2 grados de libertad; P=0,366	-
CE-MOS	a	a	a	K-W: H = 3,650 ; 2 grados de libertad; P=0,161	-

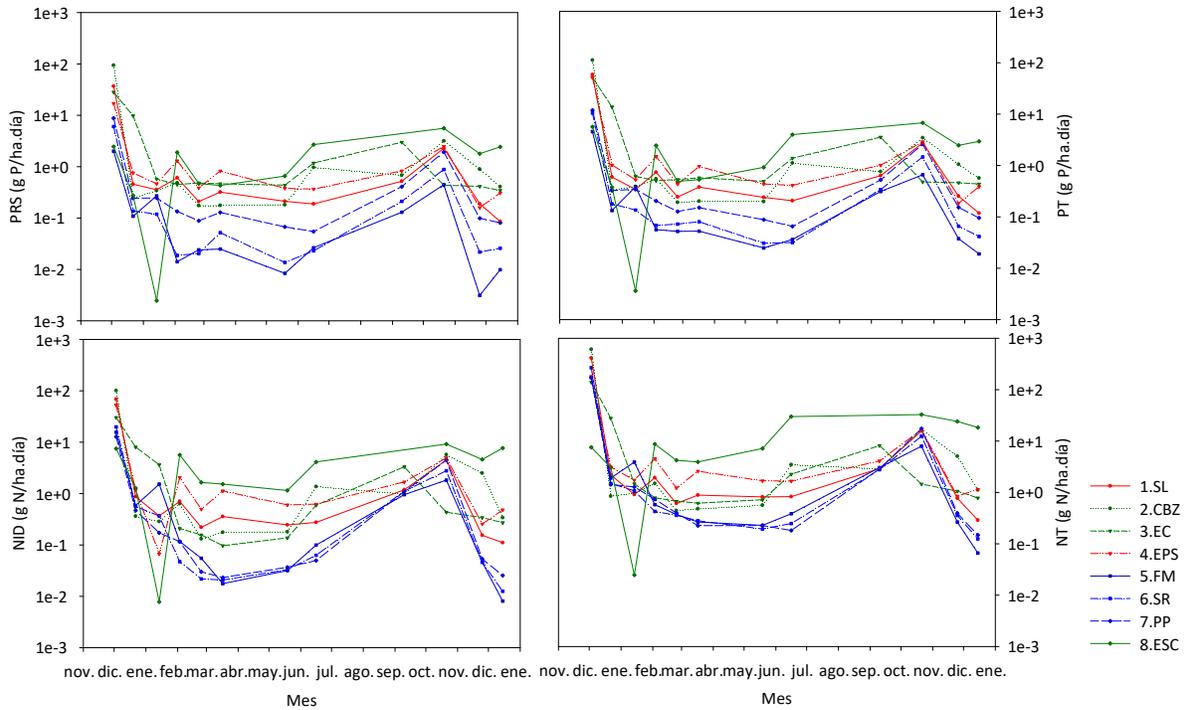


Figura II.6. Variabilidad temporal de los coeficientes de exportación de cada cuenca (escala logarítmica) de nutrientes en sus formas disueltas, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y totales, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

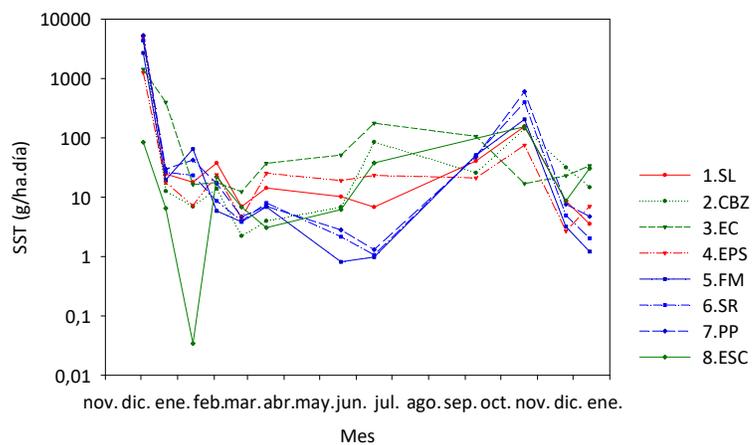


Figura II.7. Variabilidad temporal de los coeficientes de exportación de cada cuenca (escala logarítmica) para sólidos en suspensión totales (SST). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

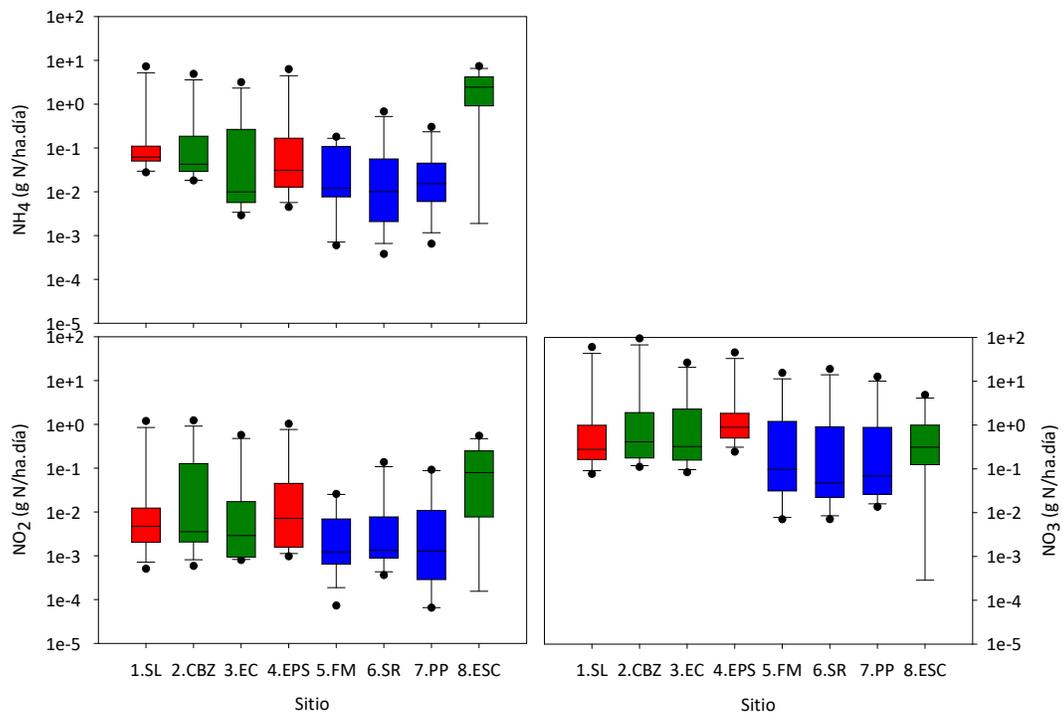


Figura II.8. Evaluación de los coeficientes de exportación de cada cuenca (escala logarítmica) de nitrógeno disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3). La línea horizontal indica la mediana, las cajas los percentiles 25 y 75, las barras de error indican los percentiles 10 y 90 y los puntos los datos atípicos. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

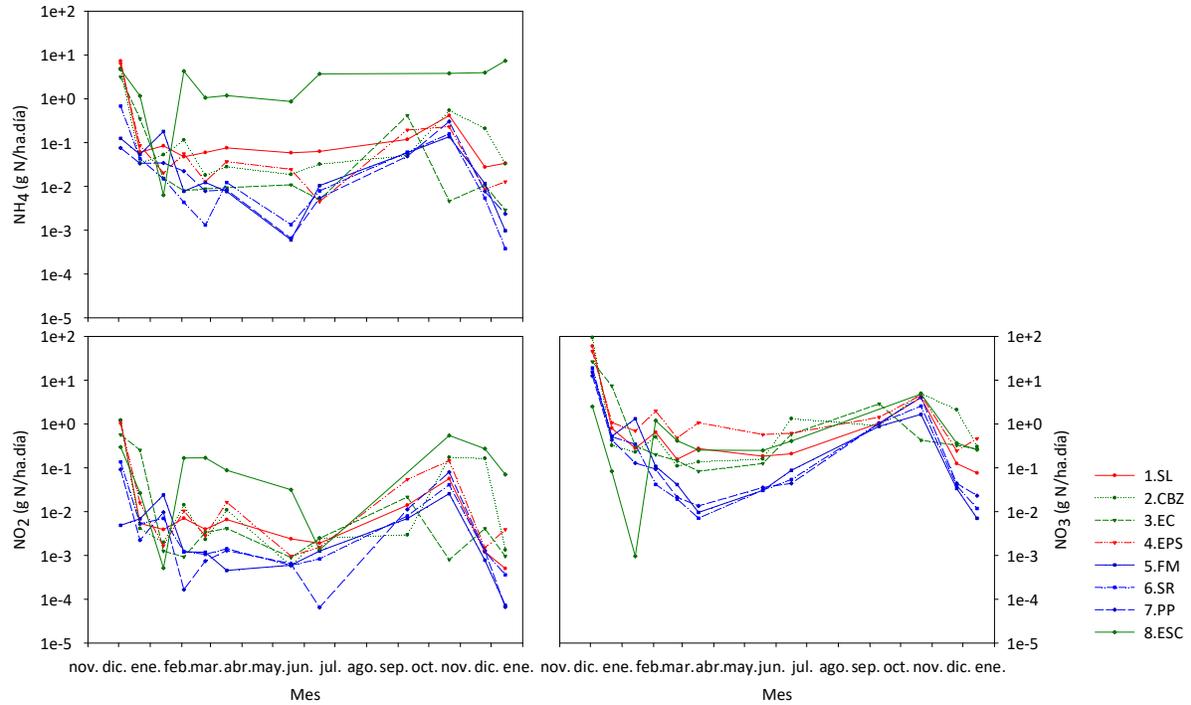


Figura II.9. Variabilidad temporal de los coeficientes de exportación de cada cuenca (escala logarítmica de nitrógeno disuelto en las diferentes formas analizadas: amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitratos (NO_3)). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde). Período de estudio: diciembre/2014-diciembre/2015.

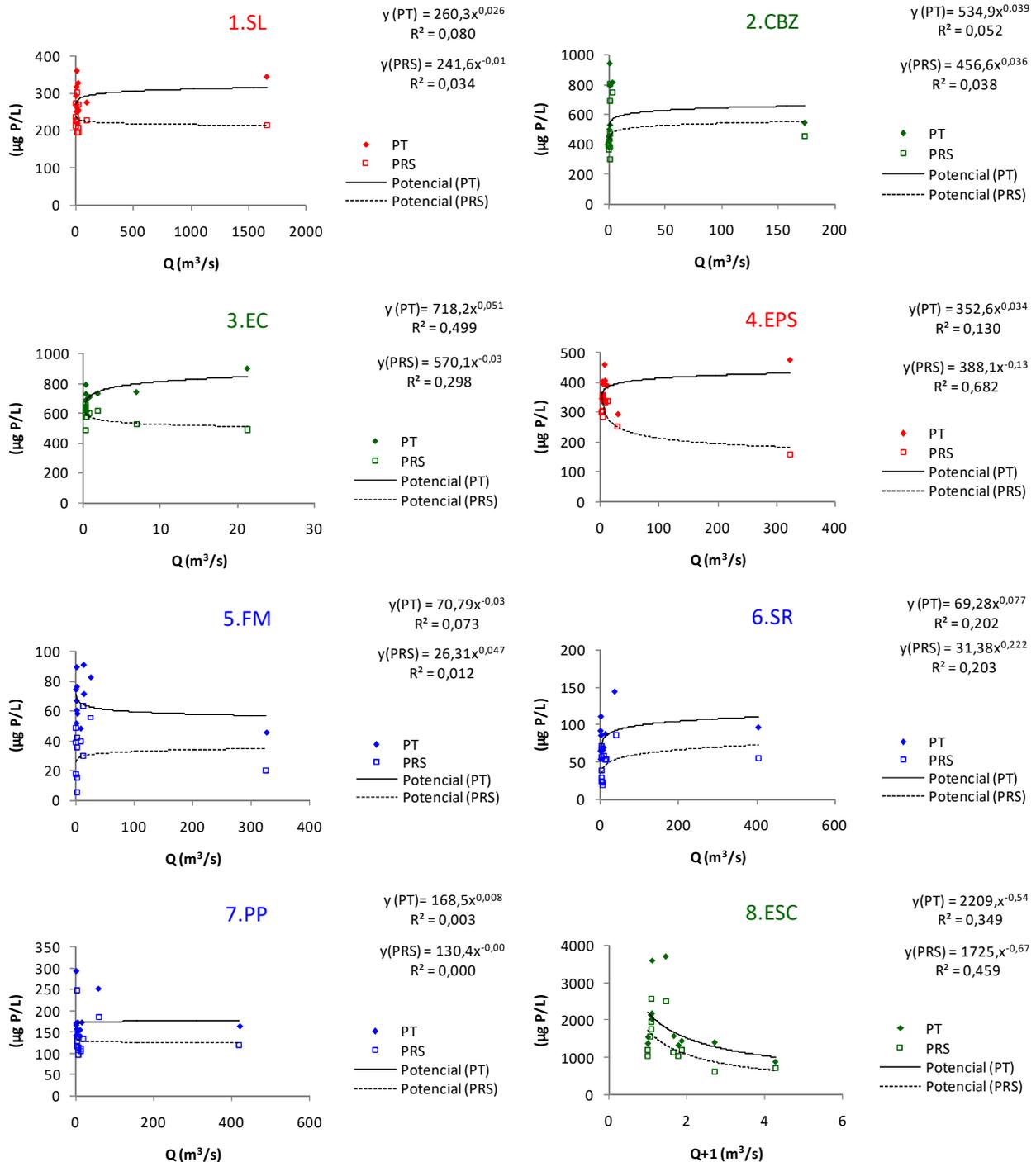


Figura II.10. Concentración de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en función del caudal (Q) en cada sitio. Se muestra el ajuste de tendencia a una función potencial, ecuación y coeficiente de determinación en el gráfico. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

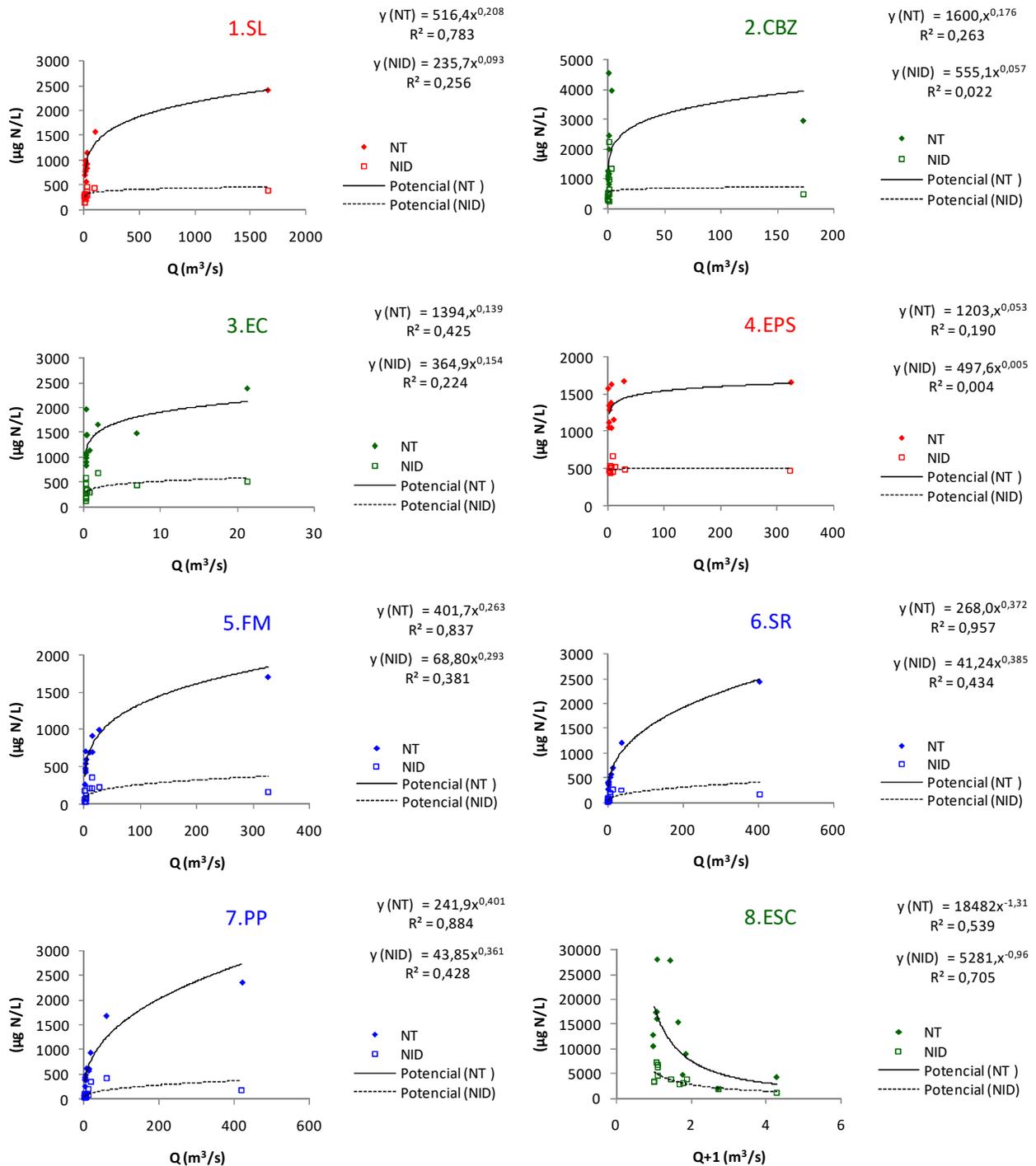


Figura II.11. Variación en la concentración de nitrógeno total (NT) y el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en función del caudal (Q) en cada sitio. Se muestra ajuste de tendencia a una función potencial, ecuación y coeficiente de determinación en el gráfico. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

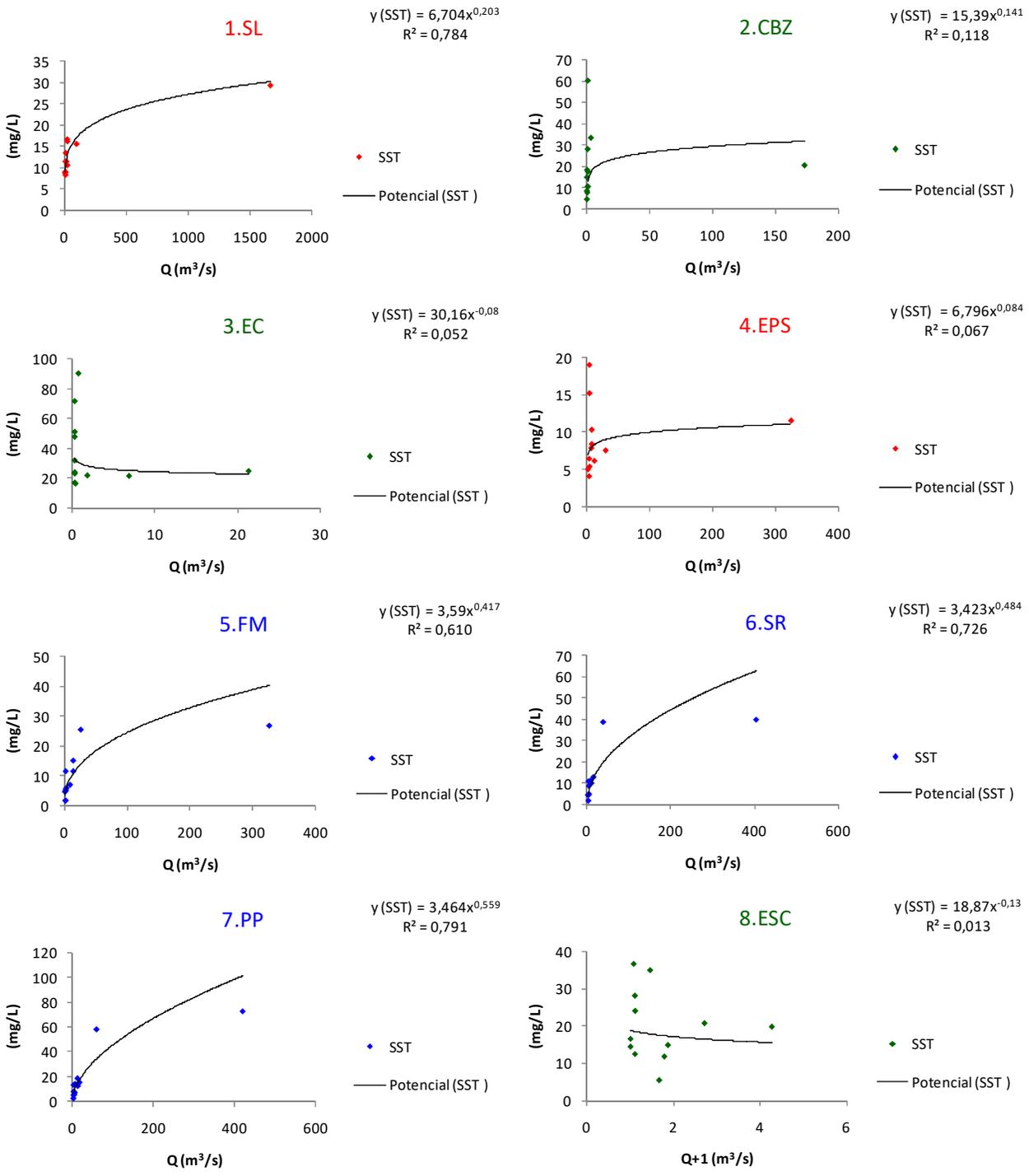


Figura II.12. Variación en la concentración de los sólidos suspendidos totales (SST) en función del caudal (Q) en cada sitio. Se muestra ajuste de tendencia a una función potencial, ecuación y coeficiente de determinación en el gráfico. Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

Tabla II.10. Análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre las coberturas relativas de suelo (año 2015): vegetación natural y semi-natural (V), cultivos no forestales (C) y plantación forestal (F) y el promedio anual de las variables ambientales medidas (abreviaciones en tabla 2.3), los índices IET (Índice de Estado Trófico; Lamparelli, 2004) e ICA-SL (Índice de Calidad de Agua para la cuenca del río Santa Lucía; Arocena et al., 2008) calculados para los sitios ubicados en ríos y arroyos el Índice de Estado Trófico para embalses tropicales y subtropicales (TSI_{tsr}; Cunha et al., 2013) para los sitios ubicados en embalses (3.EC y 4.EPS), las cargas (Q-) y los coeficientes de exportación (CE-). Los números destacados corresponden a las correlaciones significativas (p <0,05).

	V (%)	C (%)	F (%)		V (%)	C (%)	F (%)
Z _{máx}	-0,62	0,76	-0,81	Q-NH ₄	-0,33	0,21	-0,50
Q	0,57	-0,67	0,52	Q-PRS	-0,05	-0,10	-0,05
T	0,24	-0,24	0,33	Q-PT	0,02	-0,12	-0,07
pH	0,71	-0,71	0,76	Q-NO ₂	-0,19	0,07	-0,31
K	-0,21	0,07	-0,02	Q-NO ₃	0,24	-0,33	0,10
Turb.	-0,79	0,76	-0,48	Q-NT	0,57	-0,67	0,52
OD	0,83	-0,83	0,88	Q-SST	0,64	-0,76	0,67
NH ₄	-0,86	0,76	-0,81	Q-MOS	0,64	-0,76	0,67
NO ₂	-0,93	0,93	-0,98	Q-Clo α	0,38	-0,60	0,50
NO ₃	-0,86	0,86	-0,90	Q-ND	0,19	-0,31	0,02
NID	-0,86	0,86	-0,90	CE-NH ₄	-0,74	0,69	-0,79
NT	-0,95	0,95	-0,90	CE-NO ₂	-0,90	0,81	-0,86
PRS	-0,95	1,00	-0,90	CE-NO ₃	-0,19	0,10	-0,14
PT	-0,95	1,00	-0,90	CE-NID	-0,62	0,52	-0,57
SST	-0,74	0,71	-0,38	CE-NT	-0,10	-0,05	0,00
MOS	-0,79	0,74	-0,45	CE-PRS	-0,74	0,69	-0,60
% MOS	0,19	-0,17	-0,07	CE-PT	-0,76	0,71	-0,62
Clo α	-0,19	0,26	0,02	CE-SST	0,43	-0,60	0,64
ICA-SL	-0,09	-0,09	-0,09	CE-MOS	0,02	-0,24	0,33
IET _{ríos}	-0,44	-0,44	-0,44	V (%)	1,00	-0,95	0,86
TSI _{tsr}	-0,58	-0,58	-0,58	C (%)	-0,95	1,00	-0,90
				F (%)	0,86	-0,90	1,00

ANEXO III: Datos complementarios Resultados II

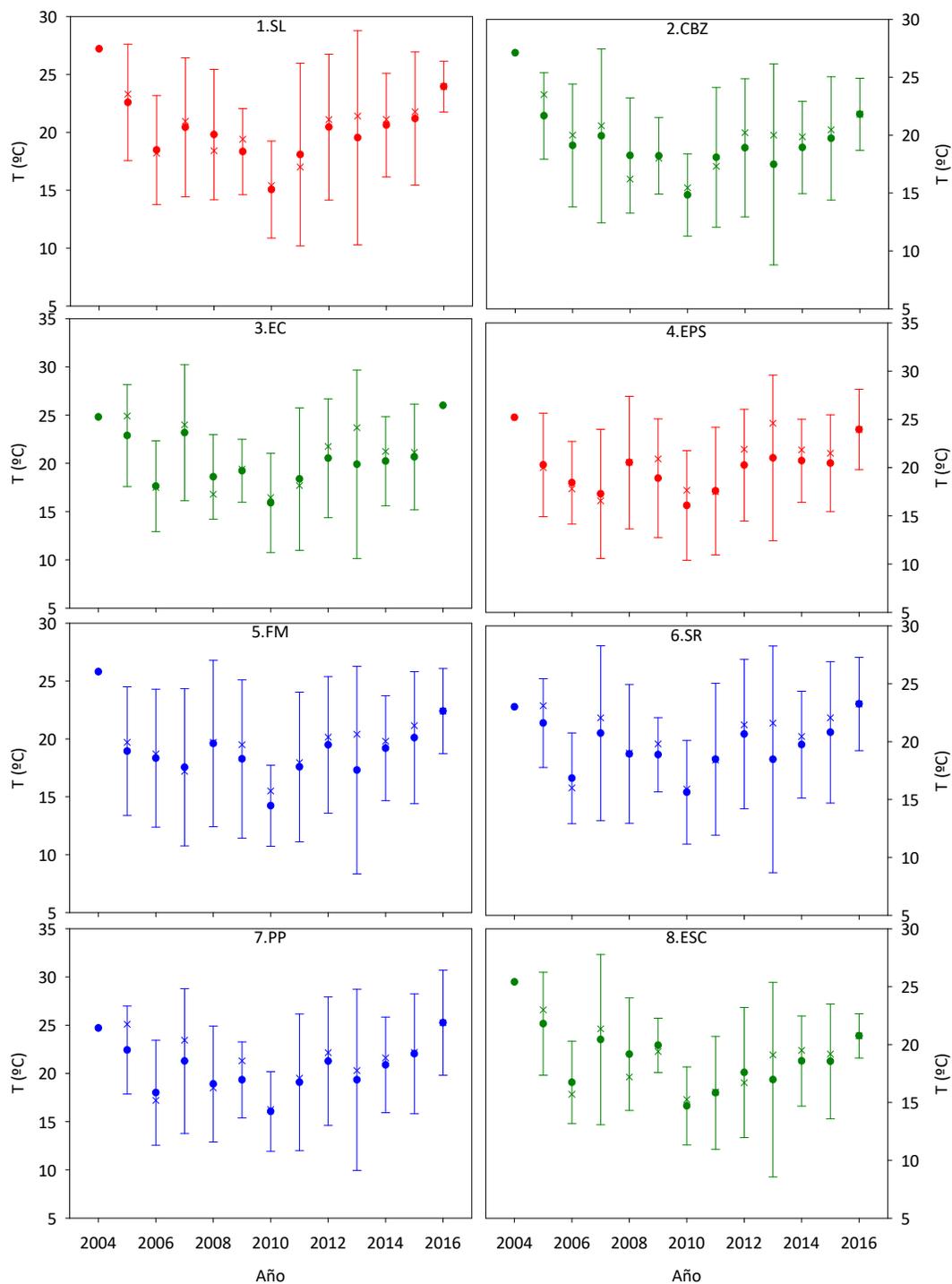


Figura III.1. Serie temporal de la temperatura (T) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

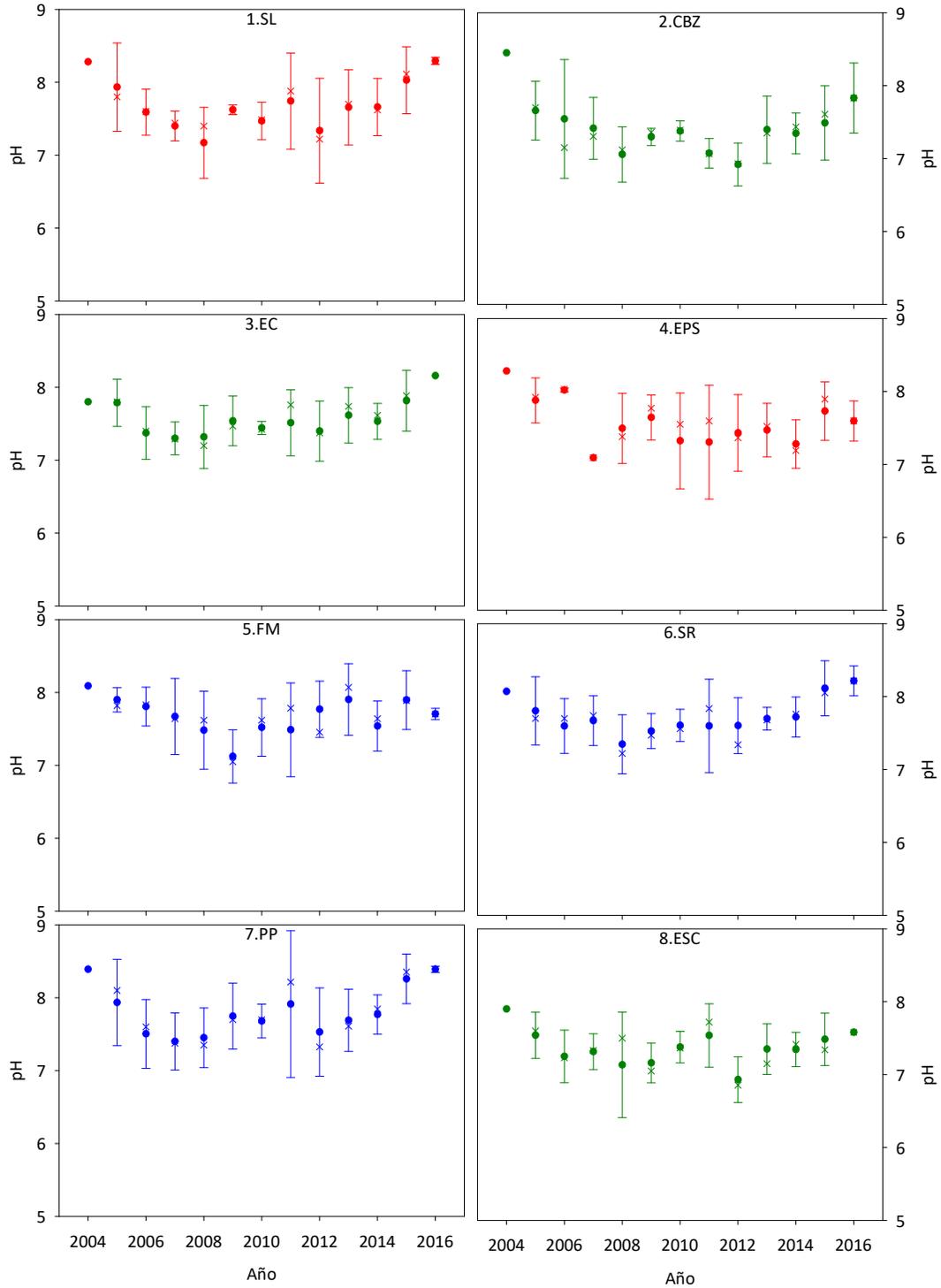


Figura III.2. Serie temporal del pH por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

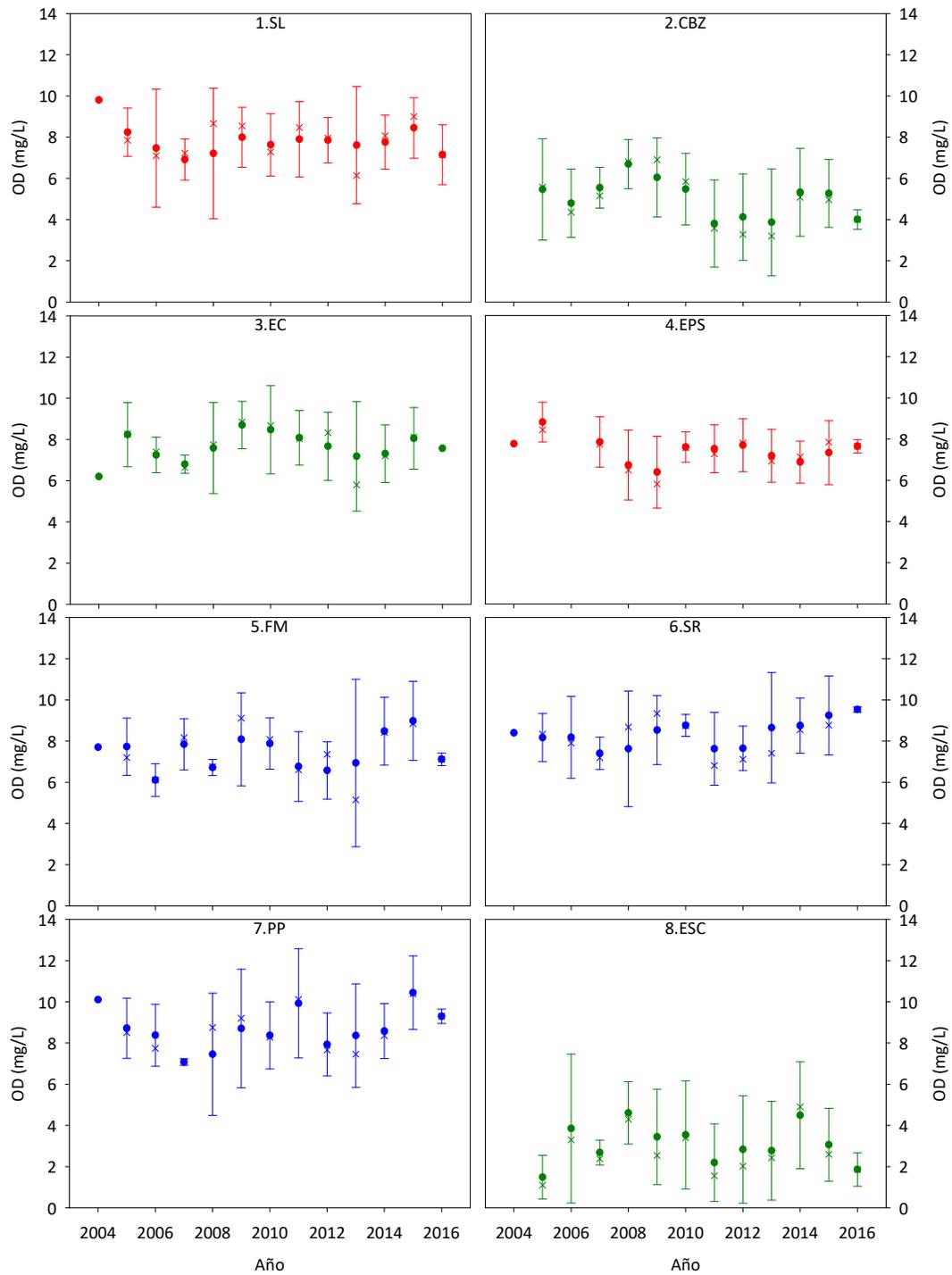


Figura III.3. Serie temporal de la concentración de oxígeno disuelto (OD) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

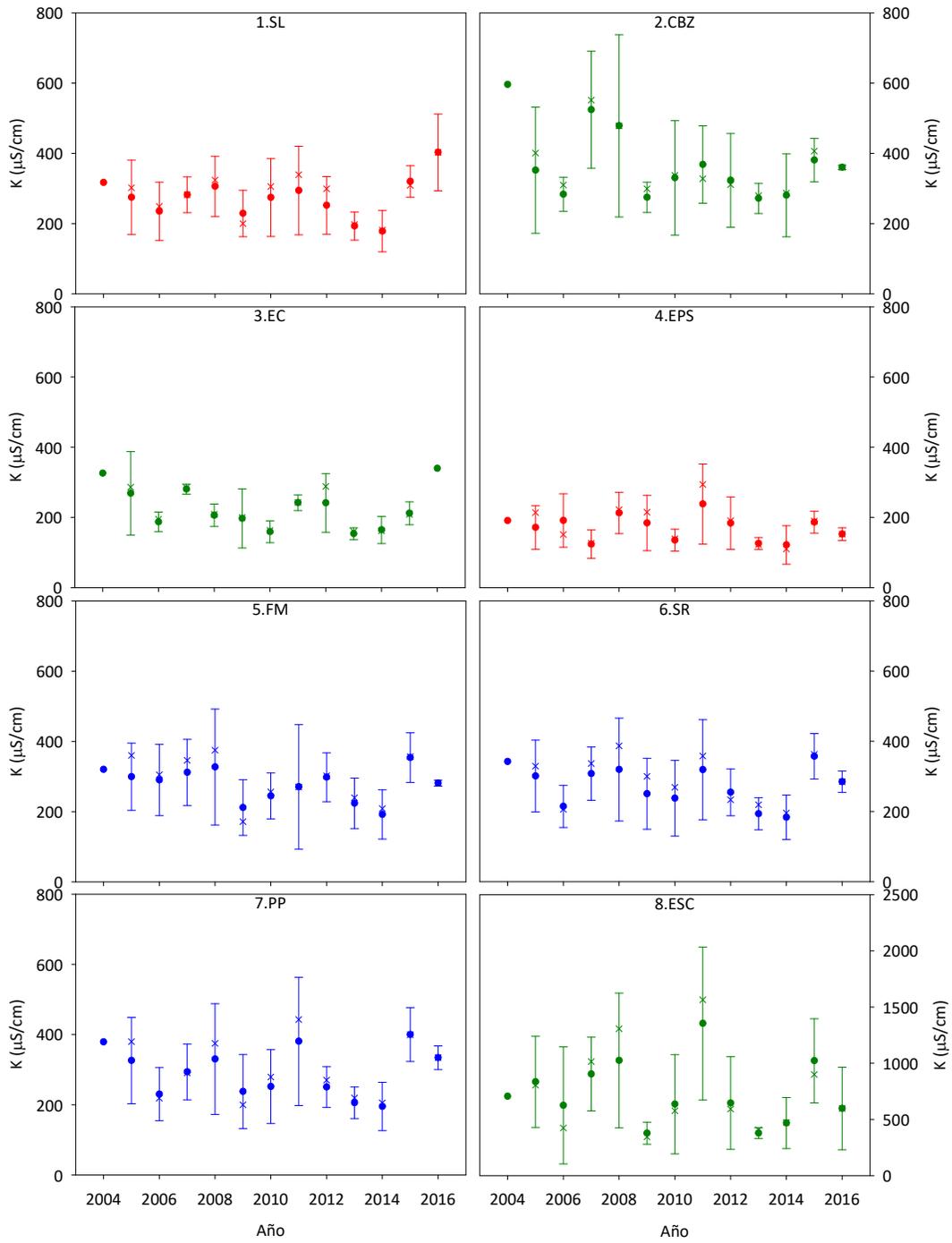


Figura III.4. Serie temporal de conductividad (K) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

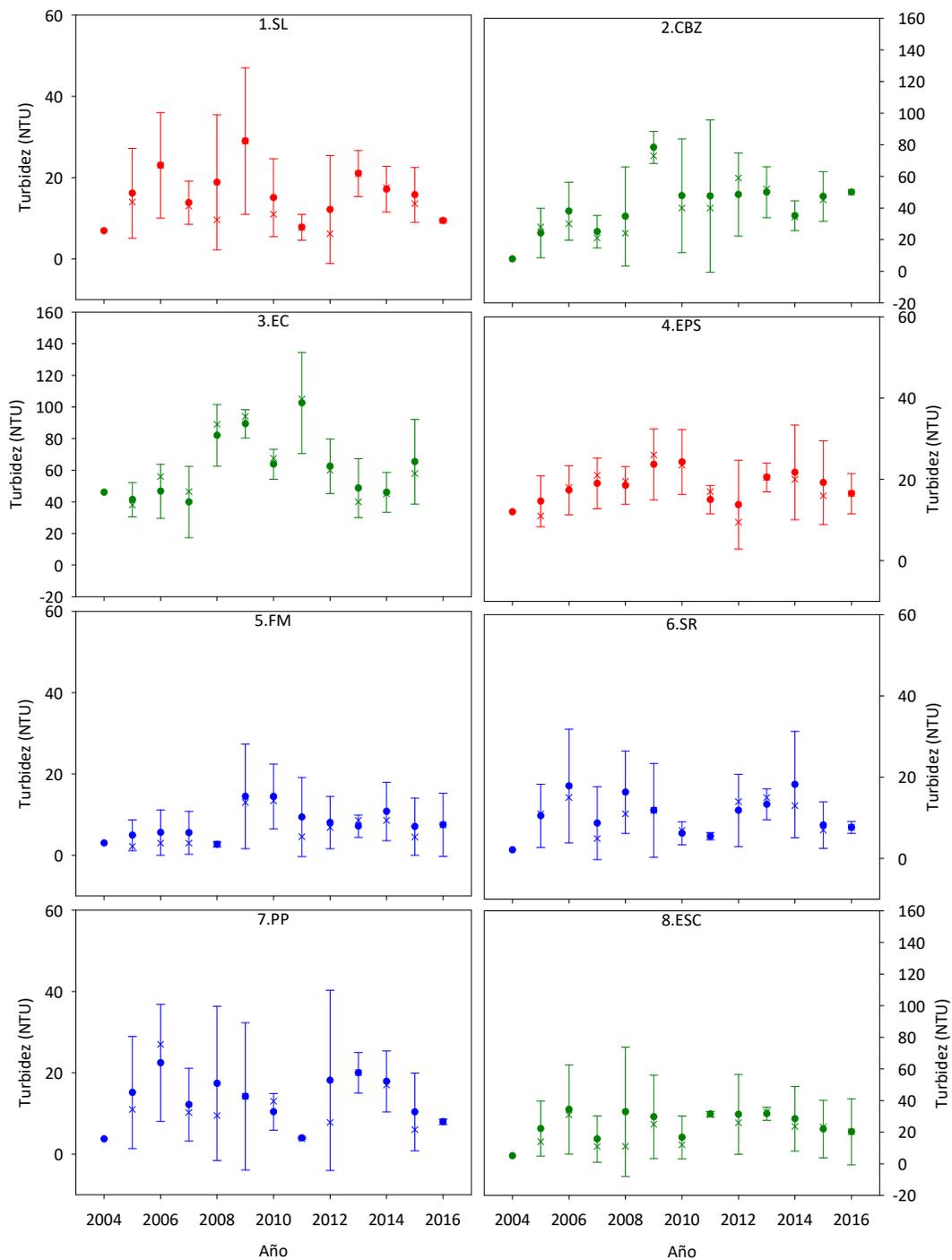


Figura III.5. Serie temporal de la turbidez por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

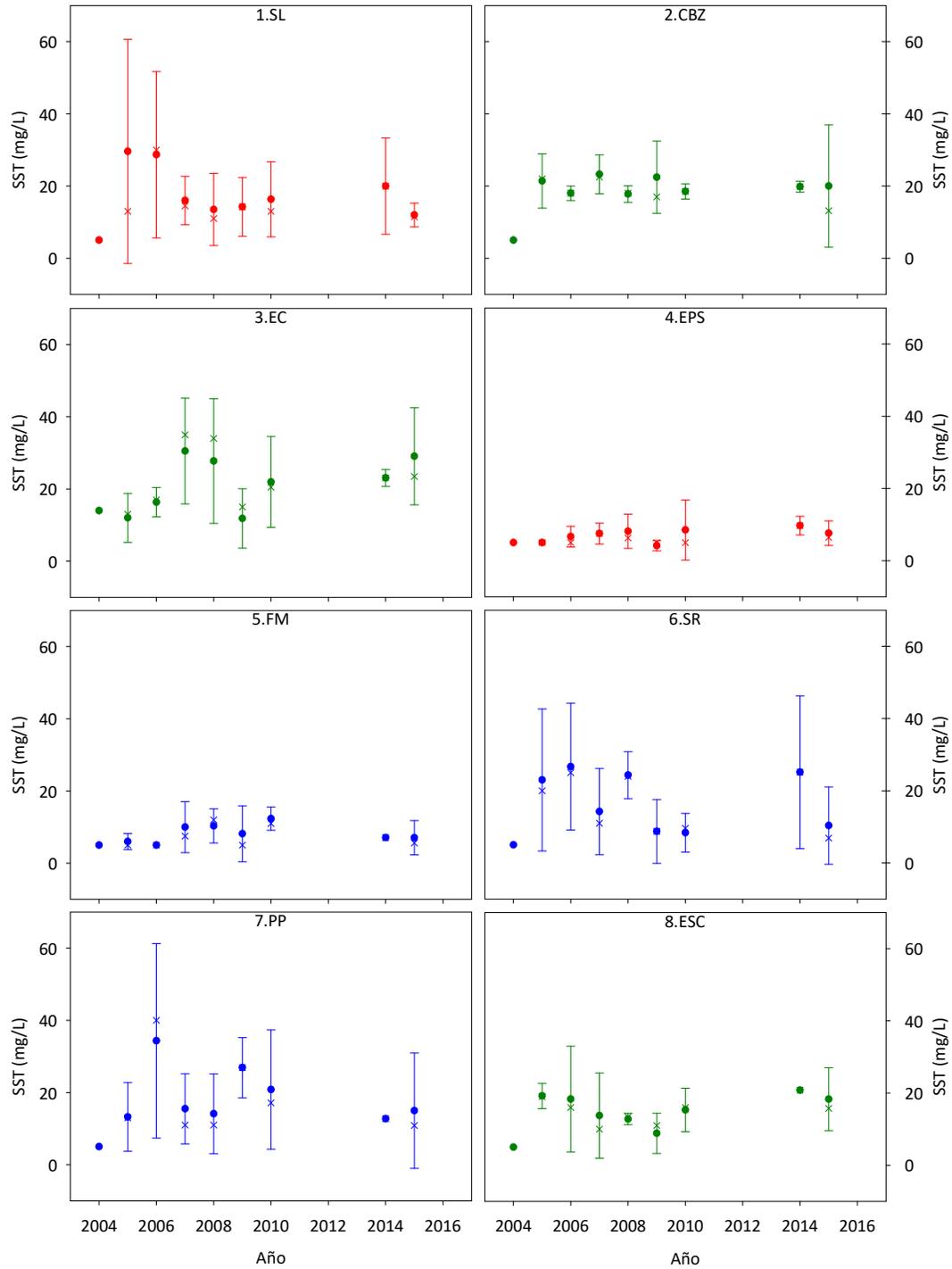


Figura III.6. Serie temporal de la concentración de sólidos en suspensión totales (SST) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvío estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

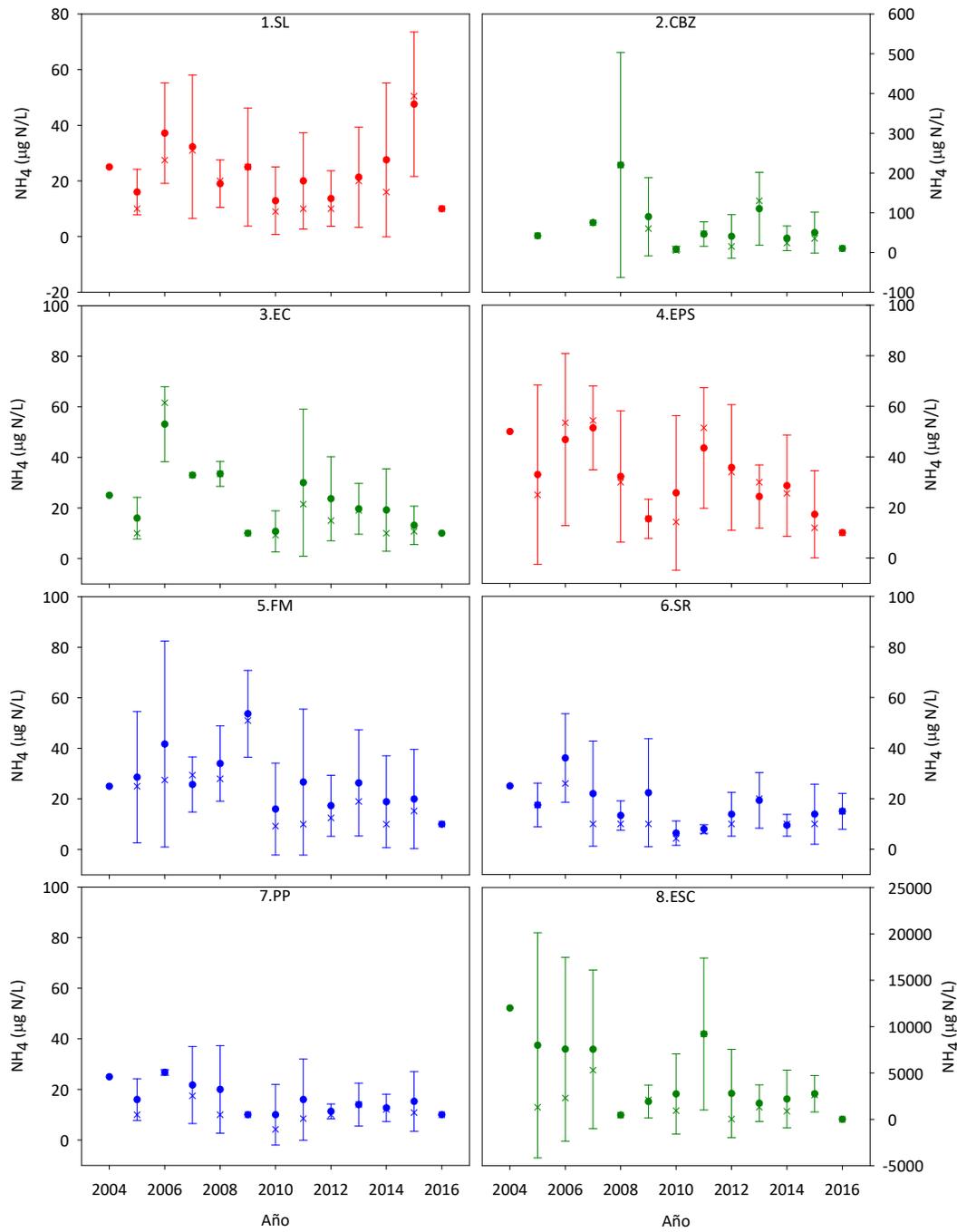


Figura III.7. Serie temporal de la concentración de amonio (NH₄-N) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

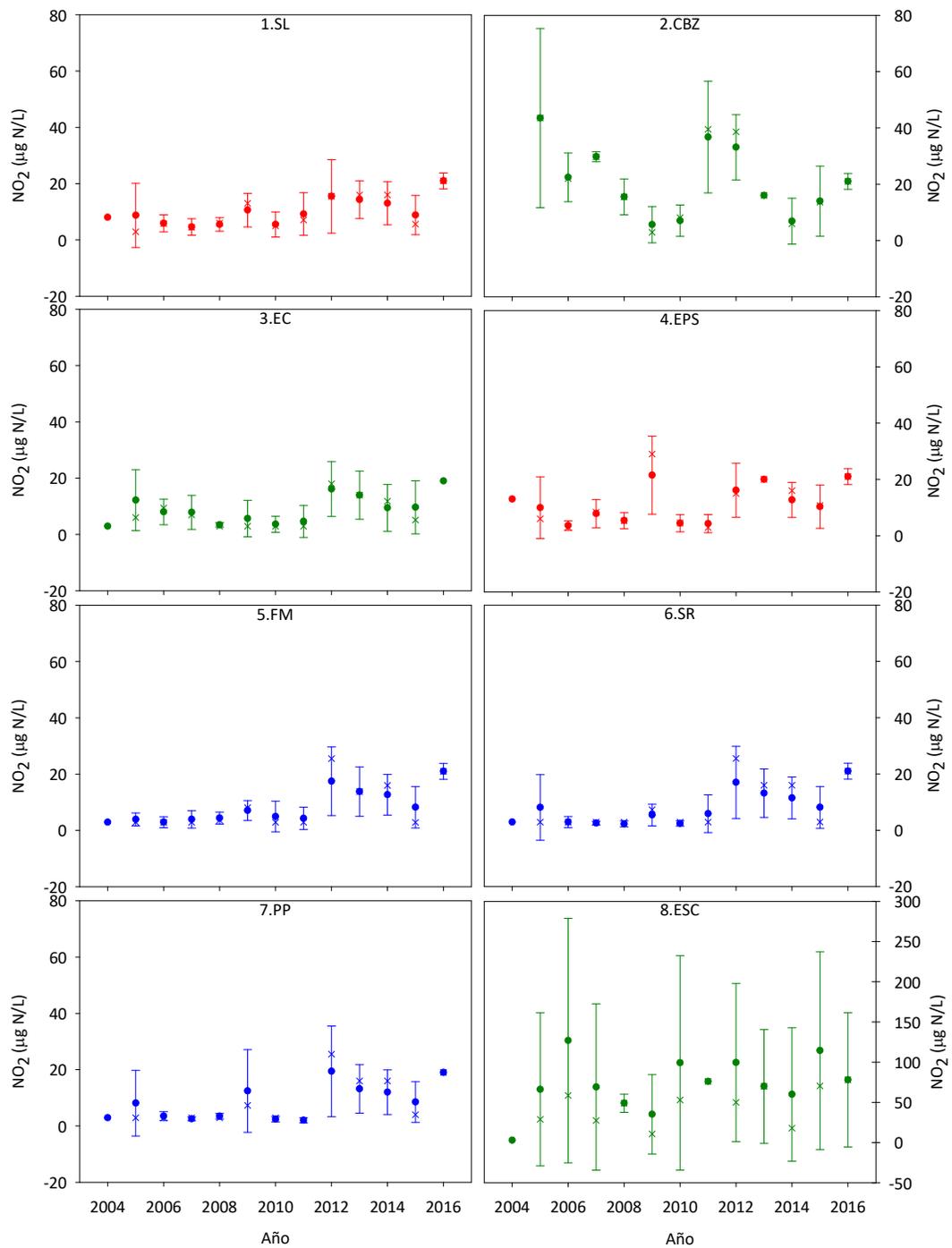


Figura III.8. Serie temporal de la concentración de nitritos (NO_2) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

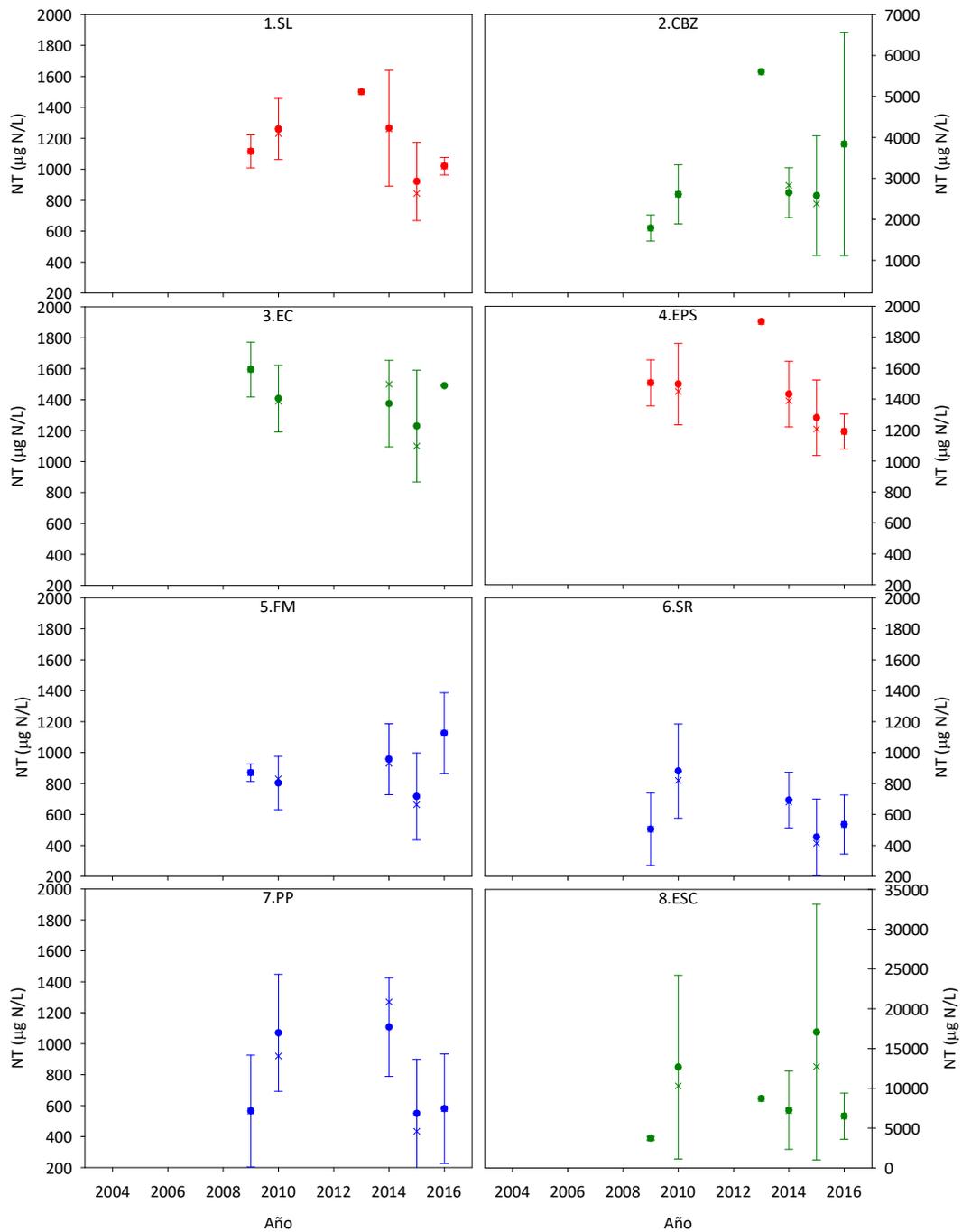


Figura III.9. Serie temporal de la concentración de nitrógeno total (NT) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).

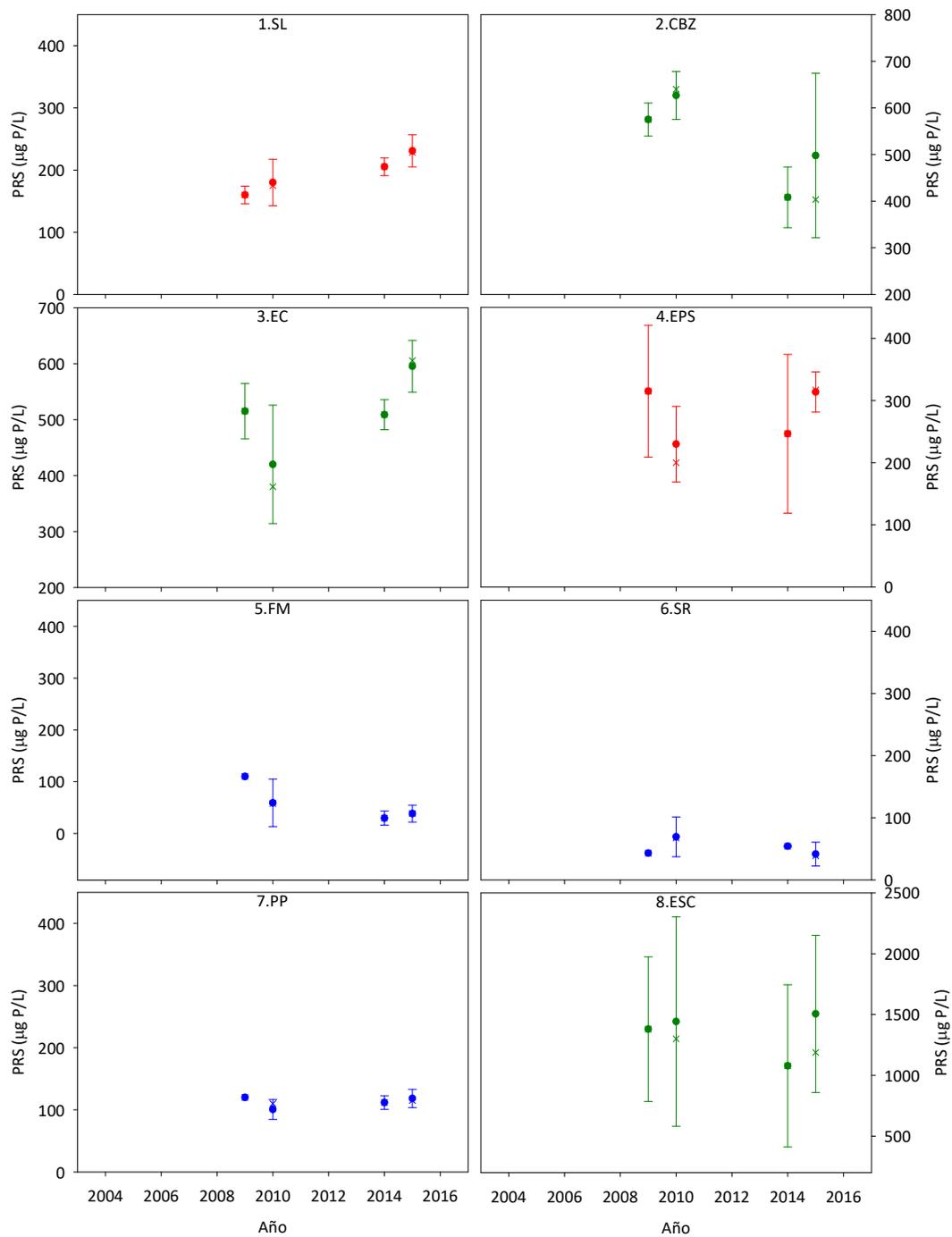


Figura III.10. Serie temporal de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) por sitio de estudio. Período de estudio 2004-2016. Se indica media y desvíos estándar (círculos y barras verticales) y la mediana (equis). Los colores muestran los diferentes sistemas: sistema Santa Lucía Chico (incluye Santa Lucía Chico y parte del Santa Lucía; rojo); sistema Santa Lucía (azul) y sistema Canelón Grande y Chico (verde).