

Foto: Leonidas Carrasco

OTROS ENFOQUES A CONSIDERAR EN LA PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

BQ. PhD. Leonidas Carrasco-Letelier¹,
Ing. Agr. MSc. Andrés Beretta-Blanco²

¹Área de Recursos Naturales, Producción y Ambiente -
INIA

²Dirección General de Recursos Naturales - MGAP

Se analizaron los cambios de la calidad del agua de ríos de Uruguay para identificar co-factores que, además del fósforo, colaboran en el desarrollo de floraciones de algas (*blooms*). Basado en los resultados se sugieren acciones complementarias de mitigación usando las investigaciones recientes de MGAP e INIA.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de la calidad del agua puede producirse por diferentes procesos. En el caso de asentamientos humanos y actividades agropecuarias, las causas más frecuentes identificadas son: el lavado de los nutrientes (compuestos nitrogenados y/o fosfatados) de la cuenca hidrográfica y la erosión de los suelos. Estos procesos provocan la fertilización de los cuerpos de agua lo que favorecería el crecimiento de algas, bacterias y plantas acuáticas. Dependiendo de la relación de este proceso de fertilización

del cuerpo de agua y las características de este último, puede incrementarse el estado trófico del ecosistema acuático (procesos de eutrofización/eutrofización) y potencialmente derivar en la pérdida de la transparencia de las aguas, crecimientos vegetales (*blooms* de algas), acumulación de toxinas (ej., cianotoxinas) y, en algunos casos, provocar la muerte de peces y animales. Este deterioro de la calidad del agua implica un incremento en los costos de potabilización para el suministro del agua potable y, en casos extremos, la necesidad de buscar una nueva fuente de agua para su potabilización.

Desde antes de la década de 1990, los procesos de eutroficación en Uruguay en las lagunas costeras de la Costa Atlántica, los ríos Santa Lucía, Uruguay y Río Negro, se han analizado en el marco de la hipótesis: el incremento de las exportaciones antrópicas de nutrientes (en particular fósforo -P-) conduce a la eutroficación y esto deriva en floraciones de algas. En el contexto de deterioro de calidad de agua, la gestión de diferentes cuencas nacionales ha tenido como uno de sus objetivos principales reducir la exportación de fósforo. En este marco de trabajo se plantea que la expansión agrícola de los últimos años ha generado una emisión insostenible de P que ha contribuido al deterioro de la calidad del agua, y en algunos casos se plantea regresar a los usos del suelo a condiciones similares a antes del año 2005 (inicio de la tercera intensificación agrícola del Uruguay) para generar emisiones menores de fósforo al agua. La hipótesis de este razonamiento no permite interpretar algunos resultados de diversas investigaciones, donde se ha observado estados hipereutróficos en el Río Negro desde el año 2000 (Bonilla, 2009), concentraciones elevadas de fósforo en ríos de Salto y Río Negro previo al año 2009 (Eguren, *et al.*, 2018; Tomassino, 2012), cuando la agricultura aun no era relevante en las cuencas y alta frecuencia de ríos con niveles elevados de fósforo (Carrasco-Letelier *et al.*, 2014). Por lo antes mencionado surgió la duda sobre la hipótesis: ¿son las exportaciones de fósforo el factor más relevante para explicar las floraciones de algas en los ríos?

A nuestro entender la gestión de cuencas debe tener un enfoque holístico e integrador, para enfrentar la gestión de cuencas con procesos de intensificación (agrícola, ganadera, lechera) y la expansión forestal. Desde el 2004 se elevó el número de cultivos anuales, el uso de insumos y una fracción de estos fue exportada a los cursos de agua, al igual que los compuestos fosfatados. Un ejemplo son los pesticidas, que poseen efecto tóxico sobre los organismos acuáticos que consumen las algas. Para poder identificar los factores más relevantes en el desarrollo de los *blooms* de algas y poder avanzar en la correcta gestión de cuencas se analizó la información de la base de datos del Observatorio del Ministerio de Ambiente (BDOMA) buscando responder a: ¿cuáles son los factores que colaboran en el incremento de las algas en las aguas del Río Negro?

La BDOMA contiene información de los ríos Uruguay, Río Negro y Río Cuareim, del período 2009-2018, con mediciones frecuentes de las variables del agua: concentración de clorofila a (Chl-a, variable vinculada a las concentraciones de algas), alcalinidad (Alc), conductividad eléctrica (CE), fósforo total (PT), sólidos totales (ST), pH y temperatura del agua (T). Estas variables fueron analizadas (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2021; 2022) encontrando que el incremento de algas está explicado por más variables que el fósforo. Con el objetivo de mantener un enfoque más integral de las causas que pueden promover el desarrollo de Chl-a, también se evaluó la masa de pesticidas potencialmente

exportados al agua, antes y luego del año 2009, expresada como unidades toxicológicas (UE, masa del pesticida dividida por su toxicidad). Aunque no se analizó una potencial relación matemática entre las UE y los valores de Chl-a, se planteó la hipótesis de que el posible incremento de las UE podría afectar negativamente a la fauna predadora de cianobacterias.

ANÁLISIS DE LA BDOMA

Se usó un modelo lineal mixto generalizado de cada río para la descripción de los cambios anuales y medias mensuales de las variables (Chl-a, Alc, CE, PT, ST, pH, T); considerando el año como efecto fijo y los meses y puntos de muestreo como efectos aleatorios. La incidencia de cada variable se exploró para diferentes estados tróficos (según la concentración de Chl-a) acorde al análisis de la *boundary line* máxima (descripción matemática de los máximos valores de Chl-a en función de los valores observados de cada variable) y análisis de correlaciones. Se desarrolló una red neuronal para evaluar el posible impacto en los valores de Chl-a de suprimir la agricultura en la cuenca de Río Negro, y para evaluar el impacto de la tendencia temporal de los valores de las variables Alc, CE, PT, ST, pH, T. Para entrenar la red neuronal se utilizó la información de muestreos de Río Negro y río Uruguay, mientras que el testeó de la red se realizó con los datos de río Cuareim.

RESULTADOS

Se encontraron correlaciones significativas entre Alc, CE, pH, ST y T y Chl-a; pero no así entre PT y Chl-a. Los cambios más relevantes de la Chl-a estarían dados por el producto de las variables: T, CE y el pH (Figura 1). El valor de CE fue el que frecuentemente limitó el desarrollo de Chl-a.

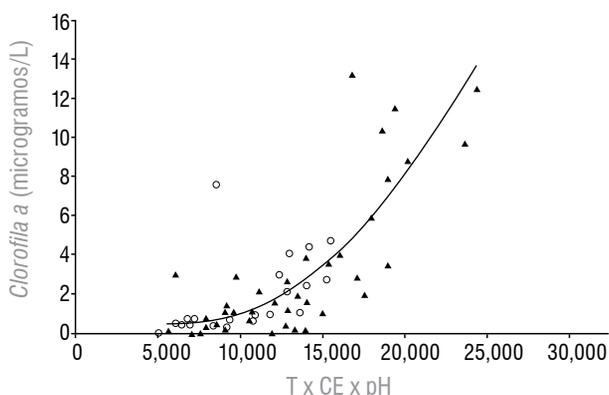


Figura 1 - Valores de Chl-a para cada mes y año de la interacción de la T (°C), CE (μS cm⁻¹) y pH para el Río Negro (triángulos) y el Río Uruguay (círculos).

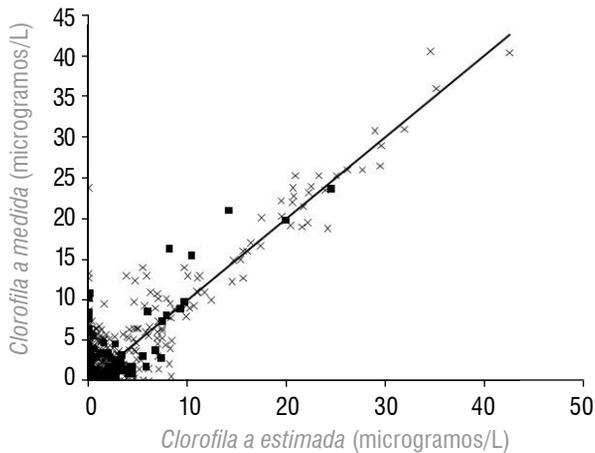


Figura 2 - valores de Chl-a estimados por la red neuronal para el río Uruguay y el Río Negro (cruces) y el río Cuareim (cuadrados).

Al analizar las *boundary line* se encontraron dos tipos de relaciones: un patrón sigmooidal con un valor máximo y posterior reducción exponencial, para las variables ALC, CE, ST y PT; y un patrón sigmooidal con valor máximo (para T y pH) con patrón posterior asintótico. Como consecuencia, se observó que las tres variables T, pH y CE fueron las que más frecuentemente limitaron los incrementos de Chl-a.

La red neuronal estimó correctamente los cambios de la Chl-a (Figura 2) y sus fluctuaciones en el tiempo (Figura 3). La simulación (por red neuronal) del reemplazo de los cultivos de secano en la cuenca del Río Negro por campo natural, se realizó usando coeficientes de CE y de exportación de fósforo de trabajos previos (Beretta, 2019; Carrasco-Letelier *et al.*, 2014; Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco, 2017). Los resultados indican que los valores de Chl-a podrían descender levemente, pero los *blooms* de algas no se eliminarían (Figura 4).

Los valores de unidades toxicológicas se incrementaron desde el año 2009 (Figura 5) en el orden de tres a cuatro veces, lo cual afectaría negativamente a los organismos consumidores de cianobacterias.

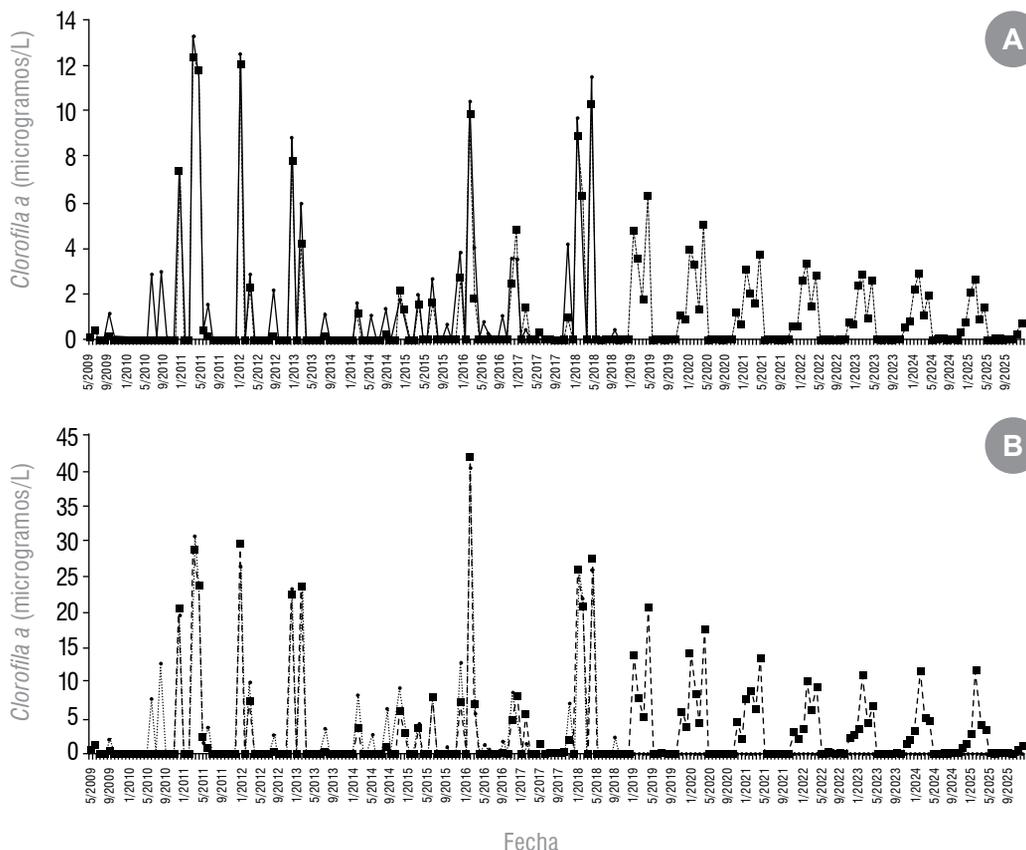


Figura 3 - Valores medios de Chl-a del Río Negro para el periodo 2009–2025: datos medidos (círculos) y simulados (cuadrados) por la red neuronal. a) valores promedio; b) percentil 90.

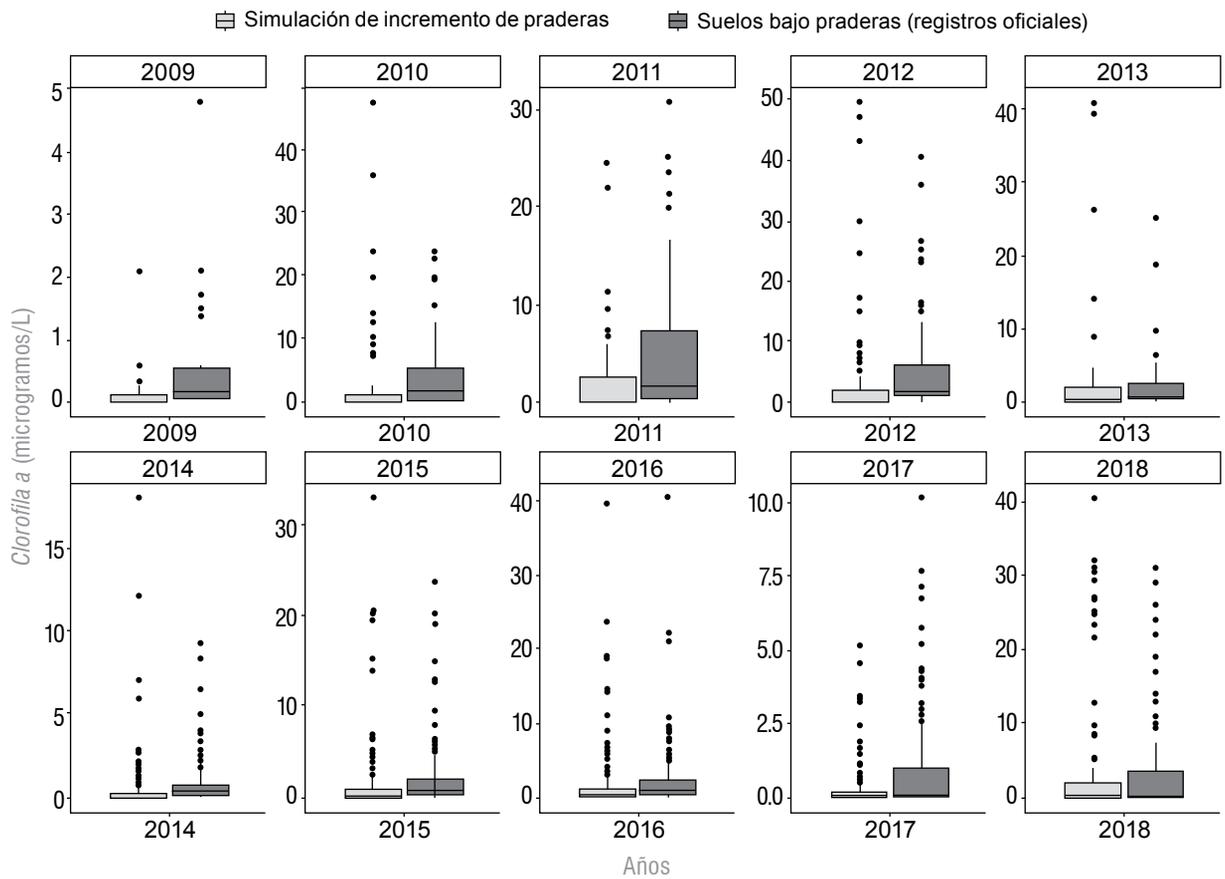


Figura 4 - Concentraciones observadas de Chl-a en el Río Negro y concentraciones simuladas de Chl-a con la red neuronal, asumiendo un uso por pradera natural en la cuenca.

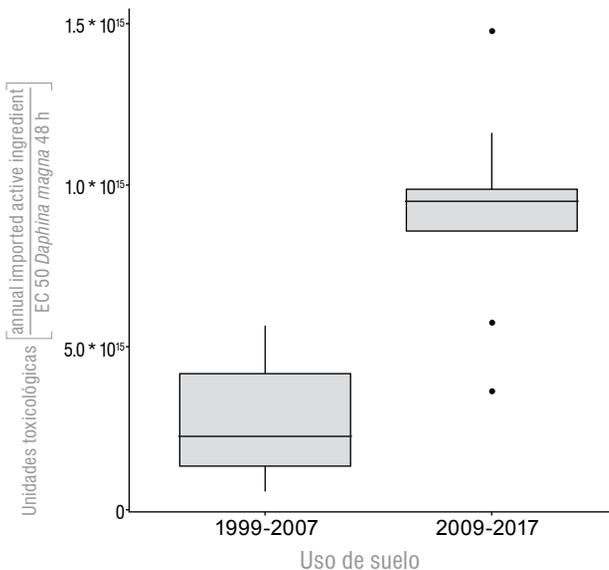


Figura 5 - Unidades toxicológicas totales de los pesticidas importados por Uruguay. Unidades toxicológicas: masa emitida al agua de cada pesticida importado dividida por las dosis letales 50 correspondientes.

DISCUSIÓN

Si bien el fósforo exportado por la actividad agrícola aumenta los niveles de fósforo en agua, no parece posible limitar el desarrollo de las algas solo reduciendo la exportación de fósforo. Los resultados de la simulación por red neuronal muestran que la disminución del PT (disminución del 28 %) y limitación de los máximos valores de CE (no superarían los 222 $\mu\text{S}/\text{cm}$) del agua no serían suficientes para limitar la eutroficación. Esto concuerda con los reportes de trabajos previos de INIA y el grupo de Eguren en el litoral oeste. Es esperable que el efecto sea aun menor, ya que, al avanzar con las estimaciones de pérdidas de P desde el suelo, Beretta *et al.* (2022) observaron que eliminar la agricultura y los suelos fertilizados por la lechería disminuiría un 11 % el aporte de PT al agua, y no el 28 % anteriormente supuesto.

El incremento de la temperatura del agua del Río Negro es el cambio más preocupante y sin medida de gestión. El incremento es ínfimo en términos anuales ($^{\circ}\text{C}/\text{año}$), pero no es un impacto menor si se considera la energía requerida para lograr este cambio del río, las consecuencias en la solubilidad de las sales, y en el metabolismo los organismos acuáticos.

Esto solo puede explicarse como parte del calentamiento global y debería alertar sobre la condición de otros ríos de menor tamaño y menor capacidad para resistir esta modificación.

El incremento del pH estaría vinculado a los incrementos del Chl-a en tres dimensiones: afectando el desarrollo de las cianobacterias, siendo afectado por el desarrollo de las mismas, y por el cambio en la disolución de las sales del cuerpo de agua por el incremento de la temperatura del agua. El cambio es similar al documentado por Eguren *et al.* en el norte (Tomassino, 2012) para el período 2007-2009.

El incremento de la conductividad eléctrica se debería al efecto directo de la agricultura, por la pérdida de cationes durante la expansión e intensificación de la agricultura (2002–2014) (Beretta *et al.*, 2019) y el efecto indirecto de intensificación 2002-2014, dado por la pérdida de la materia orgánica (Beretta *et al.*, 2019) que redujo la capacidad de retener los cationes y los fertilizantes. El rol de otros factores poco estudiados (ciclos de sequías y lluvias; vertidos industriales y domiciliarios) deberían ser considerados, así como el de algunos conocidos (descomposición de restos de cosechas).

ACCIONES A TOMAR

Basados en estos resultados sería recomendable plantear tres vías de acción en la gestión: (1) reducir las tasas de exportación de nutrientes y sales a los cursos de agua, (2) restaurar y proteger los mecanismos naturales de control de las poblaciones de algas y (3) evaluar el reemplazo o eliminación de algunos pesticidas.

Para reducir las tasas de exportación de nutrientes y sales es necesario la zonificación y restauración de las zonas riparias. Como las estrategias ya propuestas por el “Plan de acción para la protección de la calidad ambiental de la cuenca del río Santa Lucía”. También promover medidas que favorezcan el incremento de materia orgánica en el suelo, lo que incrementaría su potencial de retención de cationes. En relación a las medidas de restauración y protección de las zonas riparias una posibilidad es la sugerencia del Ministerio de Ambiente y Zarza *et al.* (2019; 2022).

En cuanto a la jerarquización del impacto y sugerencias de reemplazo de pesticidas, desde el 2018 y 2020, INIA

Si bien el fósforo exportado por la actividad agrícola es uno de los factores que promueven el crecimiento de algas, no parece posible limitar significativamente el desarrollo de las algas reduciendo su exportación.

Para reducir las tasas de exportación de nutrientes y sales es necesario la zonificación y restauración de las zonas riparias.

y MGAP, respectivamente, están calculando las huellas ecotoxicológicas de diferentes sistemas y rotaciones de cultivo. Un enfoque compartido con el Ministerio de Ambiente en el 2022 en el reciente cálculo de la huella de la ganadería.

CONCLUSIONES

La gestión de cuencas orientadas al control de *blooms* de algas debería ampliar su diagnóstico y gestión más allá del control de las emisiones de compuestos fosforados. La gestión de pérdidas de fósforo no tendría impacto significativo, ya que no podría disminuirse el fósforo a valores limitantes para el desarrollo de cianobacterias.

Las estrategias de restauración y protección de zonas ribereñas podrían mitigar las exportaciones de nutrientes, sales y pesticidas a los cuerpos de agua. Aunque hay que generar más información acerca de la eficiencia de estas medidas. Es igualmente necesario favorecer la acumulación de materia orgánica en el suelo.

Por último, es necesario abordar el desarrollo de tecnologías de restauración de la cadena trófica, para compensar o mitigar el impacto de las actividades agropecuarias.

REFERENCIAS

- Beretta-Blanco *et al.*, 2019. *Nutr Cycl Agroecosyst* 114, 45–55.
Beretta *et al.* 2022
- Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L., 2021. *Sci. Total Environ.* 761, 143299.
- Beretta-Blanco, A., Carrasco-Letelier, L., 2022. *Sci. Total Environ.* 837, 155555.
- Bonilla. 2009. *Cianobacterias Planctónicas del Uruguay Manual para la identificación y medidas de gestión.* ISBN : 978-92-9089-138-3.
- Carrasco-Letelier *et al.*, 2014. *Revista INIA* 39, 67–70.
- Carrasco-Letelier, L., Beretta-Blanco, A., 2017. *Ciencia e Investigación Agraria* 44, 184–194.
- Eguren *et al.*, 2018. *Environ Monit Assess* 190, 710.
- Tommasino, A., 2012. *Tesis de Licenciado en Ciencias Biológicas, UdelaR, Uruguay.*
- Zarza *et al.*, 2018. *Revista INIA* 54, 61–64.
- Zarza *et al.*, 2022. *Ecological Informatics* 71, 101781.