

Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay. Monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales.



Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado

Lic. Carolina Lescano Fiorenza

Orientadores:

Dra. Lorena Rodríguez-Gallego, Dr. Christian Chreties y Dr. Juan Martín Dabezies

Rocha, 2023



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

AGRADECIMENTOS

A todas las personas que a través de las entrevistas contribuyeron generosamente con su tiempo y su conocimiento acerca de la Laguna de Rocha y su cuenca.

A l@s integrantes del Convenio y Acuerdo para el Monitoreo de lagunas costeras (DINACEA – OSE – IDR – DINARA – CURE), a mis compañer@s laguner@s y a los guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha con los que venimos realizando el monitoreo de la laguna desde hace varios años.

A Ximena Lagos y Daniela Carnales que me pasaron varios “piques” para animarme a iniciar las entrevistas. A Germán Taveira que me ayudó a resolver algunos problemas en SIG. A Gastón de León y Santiago Medina que me ayudaron a construir las bases de datos de suelo y manejo de la cuenca.

A Jimena Alonso, Pablo Kok, Natalia Neighbor, Mercedes Gelós, Luciana Badano y a todo el grupo que inició el trabajo de modelación con SWAT en Uruguay, y que me facilitó enormemente con su trabajo en momentos en que el proceso de modelación se volvió muy engorroso.

A Santiago Narbondo y a Elena Rodó que compartieron los modelos hidrológicos desarrollados para la cuenca de la Laguna de Rocha (GR4J y Temez, respectivamente).

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación por su apoyo a través de la beca de Maestría y a la Comisión Académica de Posgrado por su apoyo a través de la beca de finalización de Maestría.

Al tribunal, Daniel Conde, Laura Brum y Mercedes Medina por sus aportes y sugerencias.

A mis compañer@s y amig@s del CURE por todo el apoyo, en especial a Sole Costa que siempre tuvo la capacidad de hacerme ver lo ya avanzado y no lo que quedaba por hacer.

A mis tutores, Lorena, Christian y Tincho que me animaron a explorar el uso de abordajes diversos y su combinación, así como a sostener este proceso a lo largo del tiempo.

A mi familia, que incondicionalmente cedió días y noches de madre, compañera, hija, hermana y tía, para que pudiera finalmente concretar este trabajo.

RESUMEN

La zona costera uruguaya cuenta con ambientes de alta productividad que sustentan una gran biodiversidad y provee importantes servicios ecosistémicos. Sin embargo, el conjunto de actividades de origen antrópico que suceden en ese espacio presionan e impactan sobre los ecosistemas, y en consecuencia sobre los servicios ecosistémicos que brindan, sugiriendo un desacople entre el desarrollo productivo y la matriz ambiental que se quiere conservar. Como parte de este proceso, en las últimas décadas la intensificación del uso del suelo ha conducido al deterioro del ambiente, promoviendo entre otros aspectos la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua. La cuenca de la Laguna de Rocha no ha sido ajena a este proceso y si bien el área destinada a la ganadería en campo natural es la predominante, siguiendo las tendencias a nivel nacional, el área destinada a agricultura y aforestación ha aumentado en la última década. Esta tendencia contribuye en forma directa a un aumento del aporte de nutrientes a la cuenca debido al uso de fertilizantes, y también por reducción del área de usos que proveen servicios ecosistémicos de regulación como el control de la erosión y la prevención de la eutrofización. En este trabajo se realizó un abordaje de la calidad del agua en relación a los usos del suelo considerando como escala espacial la cuenca de la Laguna de Rocha. Se incorporó información de monitoreos de calidad del agua y modelación del aporte de nutrientes en base a coeficientes de exportación y SWAT, y se integró el conocimiento ecológico local sobre la calidad de agua. En base a ello se identificaron las subcuencas del arroyo Las Conchas y La Palma como las zonas con mayor deterioro de la calidad del agua y riesgo de exportar nutrientes dado que presentaron un aumento importante del área destinada a la agricultura y una reducción del área destinada a campo natural. Mediante el estudio del conocimiento ecológico local de los actores de la cuenca vinculados a los principales cursos de agua y a la laguna se pudieron identificar algunos eventos puntuales posiblemente asociados al deterioro de la calidad del agua, así como zonas del territorio de mayor presión sobre la misma fundamentalmente asociadas a las subcuencas del A° La Palma y del A° Las Conchas. Los actores que llevan mayor tiempo vinculados a la Laguna describieron cambios en la abundancia y frecuencia de aparición de algunos productores primarios en este cuerpo de agua a lo largo del tiempo. También se identificó por los actores consultados una relación entre los usos del suelo que se realizan en la cuenca y el estado de los cuerpos de agua, así como el rol que juega la dinámica de apertura y cierre de la barra de la laguna en la “limpieza” de la misma. En base a la

integración de estos abordajes se generó información espacialmente explícita y recomendaciones de manejo integrado para el área.

INDICE

Introducción general	6
Antecedentes y justificación	10
Objetivo general y objetivos específicos	12
Estrategia metodológica general	12
Capítulo 1: Calidad del agua según características físico-químicas y el conocimiento ecológico local.	
Introducción	14
Metodología	16
Resultados	19
Discusión	43
Conclusiones	54
Capítulo 2: Modelación por coeficientes de exportación y SWAT.	
Introducción	55
Metodología	58
Resultados	66
Discusión	79
Conclusiones	92
Discusión general	94
Recomendaciones de manejo	98.
Bibliografía	112

INTRODUCCIÓN GENERAL

En el entendido de que los sistemas social y ecológico presentan interrelaciones complejas y de que su separación es arbitraria, algunos autores plantean una coevolución de los mismos, por lo que se habla de sistemas social-ecológicos o socio-ecológicos (SSE). Bajo esta mirada se entiende que las problemáticas que surgen son el producto de la interrelación entre los recursos, los usuarios del recurso y el entorno en que esta se produce, por lo que se plantea que la unidad de análisis de las problemáticas debe ser el SSE (Berkes y Folke, 1998; Berkes et al., 2003; Berkes, 2017). Para el abordaje y comprensión de esta complejidad no parece suficiente el enfoque disciplinar tradicional, por lo que se vuelve necesario el trabajo colaborativo inter y transdisciplinario (Glaeser et al 2009; Glaser et al., 2012) entre académicos, planificadores, tomadores de decisión y actores sociales, procurando desarrollar aproximaciones integrales y tender puentes hacia una transformación de la relación entre sociedad y naturaleza, contribuyendo a un vínculo que otorgue mayor resiliencia a los SSE (Carpenter y Folke, 2006; Manfrin et al., 2016), así como mejorar el aprendizaje social e institucional (Berkes, 2017).

El Manejo Costero Integrado (MCI) es un marco de trabajo que procura una aproximación sistémica e integral, para abordar las problemáticas socio-ambientales y en las últimas décadas se vio fortalecido y complementado con el enfoque de SSE. Establece un proceso dinámico, continuo, e interdisciplinario, que vincula gobierno y comunidad, intereses sectoriales y públicos, gestión y ciencia. Pretende mejorar la calidad de vida de las comunidades que dependen de los recursos naturales costeros, manteniendo la diversidad y la productividad biológica de esos ecosistemas (Olsen et al., 1997; GESAMP, 1999). Algunas metas del MCI son: mantener la integridad funcional de los recursos costeros, reducir los conflictos por el uso de recursos, mantener la salud ambiental y facilitar el progreso del desarrollo multisectorial (Chua, 1993). Esto implica que la planificación y el manejo de los recursos y ambientes costeros deben realizarse contemplando las relaciones de índole físico-biológicas, socio-económicas, culturales y administrativas que ocurren en las zonas costeras (Baliero et al., 2006), procurando establecer mecanismos de gestión que tiendan a la resolución de conflictos generados por el uso y la explotación inadecuada de los recursos. Forst (2009) resalta la convergencia entre el manejo integrado de la zona costera y el enfoque ecosistémico. En este sentido identifica como necesidad realizar enfoques que consideren estrategias de manejo de tipo adaptativo, pudiendo nutrirse de nueva información y adecuarse a los

cambios que ocurren en el territorio, incorporando abordajes de modelación y monitoreo, que permitan considerar e incluir la escala temporal de manejo y pensar en diferentes escenarios. Así mismo se debería incluir la participación de los tomadores de decisión y de los actores directamente involucrados, y considerar el abordaje desde una o varias escalas espaciales y temporales que coincidan con la escala de gestión.

Como parte integral de los SSE podemos considerar el Conocimiento Ecológico Local (CEL) (con algunas variantes se denomina Conocimiento Ecológico Tradicional, Conocimiento Etnoecológico, entre otros), que es el conocimiento que se genera en las comunidades en su relación con el ambiente. Por desarrollarse *in situ*, atendiendo a las particularidades ecológicas y socioculturales de cada lugar, se le reconoce un alto potencial para aportar información, siendo una herramienta que otorga oportunidad para la gestión sostenible de los territorios, así como para el fortalecimiento y la complementariedad con el conocimiento científico (Huntington, 2000; Reyes-García, 2007; Reyes-García, 2009).

Problemática costera

La zona costera uruguaya cuenta con ambientes de alta productividad que sustentan una gran biodiversidad (Brazeiro et al., 2012) y provee importantes servicios ecosistémicos (SEs), siendo éstos los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, contribuyendo a su bienestar (MEA, 2003; Soutullo et al., 2012; Nin et al., 2016 y referencias). Por otra parte, el conjunto de actividades de origen antrópico que suceden en ese espacio (turismo, recreación, urbanización, producción pesquera, agrícola, forestal y pecuaria, entre otras) presionan e impactan sobre los ecosistemas, y en consecuencia sobre los SEs que brindan. Sumado a ello los planes de ordenamiento territorial no contemplan de manera integral los aspectos ambientales, y el abordaje de los problemas se realiza en forma parcial, todo lo cual ha llevado a un deterioro sustancial de la costa (Baliero et al., 2006; de Álava, 2006; Menafrá et al., 2009; Gorfinkiel et al., 2011; Raftópulos, 2014; Conde, 2015; Gutiérrez et al., 2017).

Calidad del agua y eutrofización

Como parte de este proceso, en las últimas décadas la intensificación del uso del suelo ha conducido al deterioro del ambiente, promoviendo entre otros aspectos la exportación de

nutrientes a los cuerpos de agua (Carpenter, 2005; Carpenter et al., 2011; Sharpley, 2015; Anguiano-Cuevas et al., 2015; Jarvie et al., 2017; Jordan et al., 2017; Rodriguez-Gallego et al., 2017; Aubriot et al., 2017; DINAMA, 2020). El aumento en la carga de nutrientes en los sistemas acuáticos es una de las principales causas del proceso de eutrofización que conduce al crecimiento excesivo del fitoplancton potencialmente tóxico y de la vegetación acuática, provocando la reducción de la entrada de luz al sistema. Por otra parte, la descomposición de la alta carga de materia orgánica generada consume el oxígeno disuelto, produciendo condiciones de anoxia. Estos procesos desencadenan efectos en toda la trama trófica, afectando a la biodiversidad y promoviendo la liberación de nutrientes desde el sedimento que intensifican aún más la eutrofización (Søndergaard et al., 2001; Søndergaard et al., 2003). El deterioro de la calidad del agua implica además la pérdida de SEs, lo que en última instancia se traduce en la pérdida de bienestar y calidad de vida de las comunidades que habitualmente se benefician de éstos, pudiendo ser percibido de modo diferente según la relación que tengan con esos SEs (Lozoya et al., 2014; Quintas-Soriano et al., 2016; Rowles et al., 2018).

Adicionalmente, las predicciones de cambio climático (IPCC, 2021) prevén un aumento de la frecuencia de eventos extremos de precipitación y aumento de la temperatura lo que se espera que potencie la eutrofización ocurrida por la intensificación de los usos del suelo a través de varios procesos (Moss et al., 2011; Ockenden et al., 2017; Goyenola et al., 2020; Goyenola et al., 2021; Meerhoff et al., 2022): en regiones donde aumenten las precipitaciones se espera que ocurra una mayor intensificación agrícola, mientras que en otras con menor disponibilidad de agua posiblemente se desarrollarán embalses, con los consiguientes riesgos de aumentar la eutrofización. Asimismo, en zonas de aumento de precipitaciones se espera un aumento de la escorrentía superficial con mayor exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Ockenden et al., 2016), que aumentaría hasta un 30% la carga de P exportada aunque la producción se mantuviera igual a la actual (Ockenden et al., 2017). Aunado a esto la mayor temperatura provocaría una mayor estratificación favoreciendo la disposición en superficie de algunos organismos en la columna de agua, así como condiciones de anoxia que provocaría la liberación del P acumulado en los sedimentos a la columna de agua (Jeppensen et al., 2009). También se prevé una modificación de las comunidades biológicas por aumento de la temperatura, aumentando la liberación de nutrientes por mayor ciclado microbiano, así como una reducción del tamaño y eficiencia del zooplancton (Meerhoff et al., 2007) y el consecuente

menor control sobre el fitoplancton. Por su parte, Newton et al. (2014) destaca que los cuerpos semi-cerrados como es el caso de las lagunas costeras, son considerados puntos calientes de cambio climático, por lo que su vulnerabilidad sería aún mayor.

Elementos a considerar para el abordaje de la problemática

Considerando la gran biodiversidad, la vulnerabilidad, y las múltiples actividades de origen antrópico que conviven en la zona costera podemos pensar en la necesidad de abordarla desde el MCI como una herramienta adecuada para su gestión. Para ello se hace necesario contar con información espacialmente explícita que permita comprender las presiones sobre los ecosistemas y que sirva de insumo a la planificación de políticas y a la toma de decisiones (Rodríguez-Gallego et al., 2012; Maes et al., 2012; Manfrin et al., 2016).

Desde el punto de vista espacial, la cuenca hidrográfica se considera una unidad adecuada para el análisis, planificación y manejo de los recursos suelo y agua. Dada la complejidad de esta escala y la interdependencia entre sus componentes, se requiere realizar un abordaje holístico, considerando el paisaje y los ecosistemas asociados, los usos del suelo, así como los actores institucionales vinculados al área, los actores privados como residentes locales y usuarios del recurso, así como el conocimiento desarrollado por estos y por la academia al respecto (Smith et al., 2015).

En especial, el uso de herramientas de modelación a nivel de cuenca permite una mejor comprensión de los procesos de aporte de nutrientes a los cuerpos de agua, así como la evaluación de posibles escenarios de cambio en los usos del suelo (Pisinaras et al., 2010; Panagopoulos et al., 2011; Smith et al., 2015; Carabio, 2016; Hastings et al., 2019).

Como parte integral del SSE, los actores de la cuenca en relación a la problemática socio-ambiental deben ser incluidos, permitiendo por un lado un mejor entendimiento de la problemática y por otro, la construcción de propuestas o acciones más adecuadas (Smith et al., 2015). Las comunidades estrechamente relacionadas a un ambiente y al uso de un recurso generan conocimiento y pueden proveer información temporal y espacial de su entorno, pudiendo ser la única fuente de información en casos en los cuales existe una ausencia de datos durante largos períodos de tiempo (Johannes et al., 2000; Lopez y Bozelli, 2014; Lopez-Juanbeltz et al., 2020). El CEL ha sido ampliamente estudiado en relación a pesquerías y botánica, sin embargo en torno al estudio de procesos de

eutrofización existe menor número de trabajos. Lopez y Bozelli (2014) encontraron una alta correlación entre el conocimiento científico y el CEL de los pescadores artesanales en tres lagunas costeras de Brasil en torno a aspectos ecológicos de la ictiofauna, características físicas y químicas, características tróficas y presencia de macrófitas, lo que muestra cómo esta aproximación puede ser muy útil para tener un análisis integral de la temática.

ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

Laguna de Rocha se encuentra en la zona Este del país, formando parte de un sistema de lagunas costeras que se comunican con el océano de forma periódica a través de la apertura natural o artificial de una barra arenosa, constituyendo sistemas estuarinos, rodeados de grandes áreas de humedales que conforman sistemas altamente productivos y albergan una gran biodiversidad (Brazeiro et al., 2012). Parte de esta biodiversidad da sustento a la pesquería artesanal desarrollada en las lagunas, de la que dependen numerosas familias en forma directa (PROBIDES, 2002; Lagos et al., 2017). Debido a esto, la laguna y su entorno ingresaron al Sistema Nacional de Áreas Protegidas en los últimos años como “Paisaje Protegido Laguna de Rocha” (Decretos N° 61/2010). Forma parte también de convenios internacionales de interés para la conservación de humedales y su biota asociada (Man and the Biosphere Programm, UNESCO), siendo Laguna de Rocha designada sitio RAMSAR en 2015. El Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR) cuenta actualmente con Plan de Manejo para el área aprobado y en implementación (Decreto N° 1030/2016).

La cuenca de la laguna representa un área de 121.433 Has. En 2005 se observó un predominio de los pastizales (69% del área de la cuenca) donde se realiza mayormente ganadería extensiva. Los parches de monte nativo constituyeron el 5.2%, la agricultura el 9%, la aforestación 7.1% y los humedales 2.4% del área de la cuenca. La población para dicha cuenca fue de 26.735 habitantes (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

Si bien el área destinada a la ganadería en campo natural es la predominante, siguiendo las tendencias a nivel nacional (DIEA, 2015; DIEA, 2017), el área destinada a agricultura y aforestación ha aumentado en la última década. Esta tendencia no solamente podría contribuir en forma directa a un aumento del aporte de nutrientes a la cuenca debido al

uso de fertilizantes, sino también por reducción del área de usos que proveen SEs de regulación como control de la erosión y prevención de la eutrofización (Nin et al., 2016).

Mediante el análisis de cambio de usos de suelo desde 1974 al 2005 para la cuenca de la Laguna de Rocha se identificó un aumento del área destinada a aforestación y agricultura. Esto fue acompañado por un aumento de la exportación de nutrientes desde la cuenca, estimado mediante el uso de coeficientes de exportación (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

Por su parte, Pírez et al. (2020) realizaron la caracterización productiva del PPLR a escala de predio e identificaron en varios de los predios estudiados balances de fósforo positivos, lo que se traduce en una baja eficiencia en el uso del mismo y su potencial pérdida por escorrentía superficial.

Acompañando la intensificación de usos del suelo, se observaron desde 1997 algunos síntomas de eutrofización en la Laguna de Rocha, con aumentos en la concentración de fósforo total, fósforo reactivo soluble y clorofila-a (Bonilla y Conde, 2000; Aubriot et al., 2005), y más recientemente algunos episodios de floraciones de cianobacterias (Conde et al., 2004) y proliferaciones de plantas sumergidas (Rodríguez-Gallego et al., 2010, 2015). Por su parte, Cabrera (2015), mediante el desarrollo de un modelo hidrodinámico acoplado a un modelo de calidad de agua, estimó el umbral de fósforo reactivo soluble necesario para el crecimiento de cianobacterias en la laguna, indicando que el aporte desde la cuenca en la actualidad se encontraría en valores cercanos al umbral para su crecimiento. Por su parte, los resultados de programas de monitoreo de lagunas costeras presentaron valores superiores a los niveles guía establecidos para concentración de nutrientes en este tipo de sistemas, sugiriendo un estado de vulnerabilidad de la laguna en caso de aumento en la carga de nutrientes en la cuenca o a cambios en su hidrodinámica (DINAMA et al., 2018, 2020). Otros estudios han detectado la presencia de glifosato (Nardo et al., 2015) y una gran variedad de contaminantes emergentes en muestras de agua en varios sitios de la cuenca (Griffero et al., 2019), así como permetrina (Nardo, 2011) y clorpirifos (DINAMA et al., 2018) en muestras de sedimento en el bolsón norte de la Laguna de Rocha.

En suma, las lagunas costeras y su entorno son sitios con gran biodiversidad, de interés para la conservación, sin embargo parece haber una desconexión de lo que implican los efectos de la matriz productiva sobre la matriz ambiental que se quiere conservar. Esta tesis pretende contribuir realizando un análisis de la calidad del agua en relación a los usos del suelo. Para ello resulta adecuado un abordaje integral desde el marco del MCI

que considere una escala espacial a nivel de cuenca hidrográfica, que incorpore información de monitoreos de calidad de agua y modelación del aporte de nutrientes, que incluya los actores locales, que integre el conocimiento ecológico local sobre calidad de agua, generando información espacialmente explícita y recomendaciones de manejo integrado para el área.

OBJETIVO GENERAL

Mapear el estado de la calidad del agua en la cuenca de la Laguna de Rocha combinando monitoreo de la calidad del agua, modelación del aporte de nutrientes y conocimiento de los actores locales, para generar recomendaciones de manejo integrado.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Elaborar un mapeo en SIG de la calidad del agua en la cuenca de la Laguna de Rocha en base a una recopilación de datos existentes.
- 2) Relevar y mapear el conocimiento ecológico local de los actores locales acerca del estado de calidad del agua en dicha cuenca y de las posibles causas de su deterioro.
- 3) Modelar espacialmente el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua desde la cuenca a través de dos aproximaciones diferentes.
- 4) Integrar los resultados obtenidos del monitoreo de calidad del agua, de la modelación de los aportes de nutrientes desde la cuenca y del conocimiento de los actores locales, identificando vacíos de información y zonas críticas por posible deterioro de la calidad del agua.
- 5) Realizar recomendaciones de manejo que atiendan los aspectos de mantenimiento de calidad del agua a nivel de cuenca.

ESTRATEGIA METODOLÓGICA GENERAL

El presente trabajo realiza un abordaje integral de los aspectos vinculados a la calidad de agua a nivel de cuenca, combinando herramientas relacionados a calidad del agua y aporte de nutrientes desde diferentes aproximaciones, incluyendo el conocimiento de los

diferentes actores de la cuenca. A partir de la integración de la información generada en los objetivos anteriores se elaboraron recomendaciones de manejo considerando el manejo productivo, el mantenimiento de SEs, el Plan de Manejo para el Área PPLR (Decreto N° 1030/2016) y la figura de Parque Departamental de las Directrices departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (IDR, 2012; Decreto departamental 3/014), el trabajo colaborativo entre actores sociales e institucionales, la generación de nuevo conocimiento y su divulgación. Estos podrían ser un insumo para el fortalecimiento de la gestión a nivel de dicha cuenca. En la figura 1 se esquematiza la estrategia general de trabajo. Los detalles metodológicos se describen en cada capítulo.

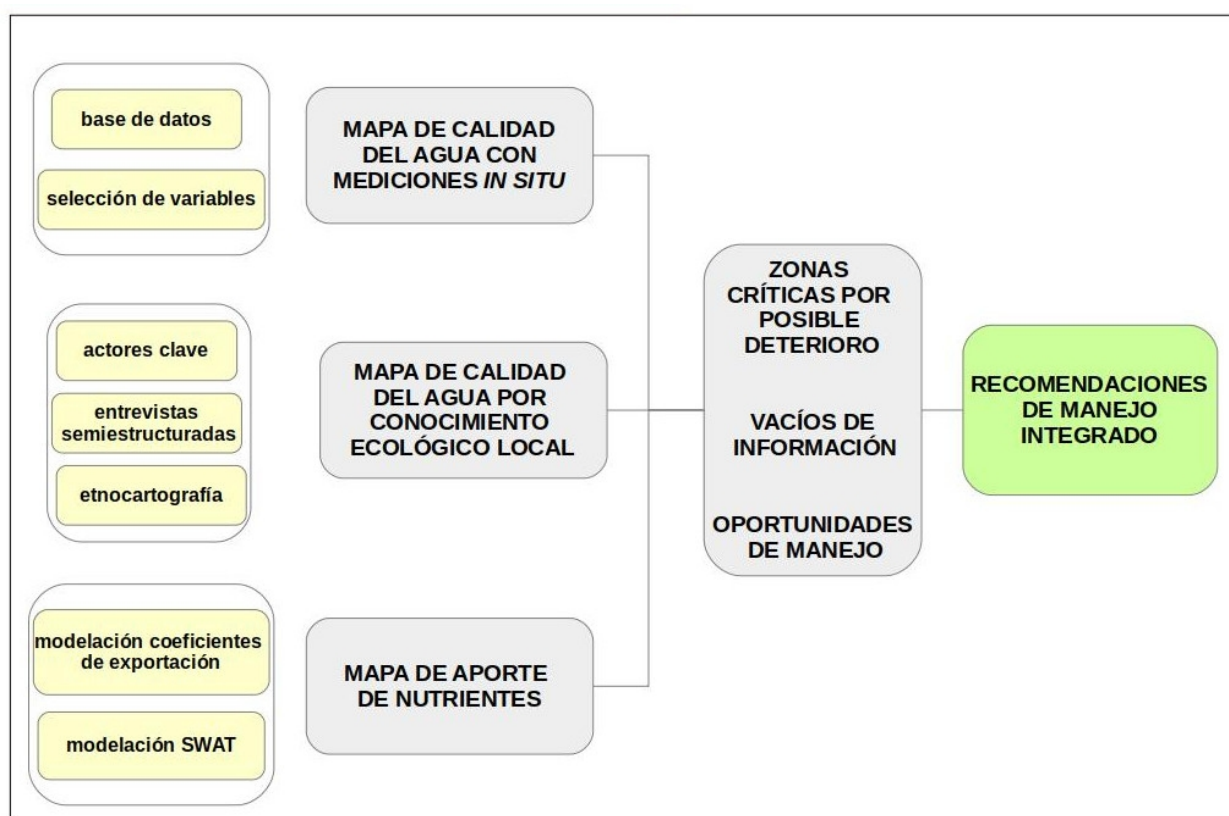


Figura 1. Esquema metodológico general.

CAPÍTULO 1: Calidad del agua según características físico-químicas y el conocimiento ecológico local.

1. INTRODUCCIÓN

La calidad del agua se define en base a una combinación de variables físicas, químicas y biológicas de un cuerpo de agua, para las cuales se establecen en general valores umbrales en base a los usos que se quiera dar a ese sistema (ANZECC & ARMCANZ, 2000; Randolph, 2004). Un problema generalizado en los ecosistemas acuáticos que puede ocasionar severos problemas de la calidad del agua es la eutrofización, ésta se define como el enriquecimiento de nutrientes y el consiguiente aumento de la producción primaria del sistema (Ferreira et al., 2011). Este proceso desencadena efectos en toda la trama trófica y su deterioro en última instancia se traduce en la pérdida de bienestar y calidad de vida de las comunidades que habitualmente se benefician de los servicios que estos ecosistemas brindan. Esto puede ser percibido de modo diferente por las personas, según la relación que tengan con esos servicios ecosistémicos (Lozoya et al., 2014; Quintas-Soriano et al., 2016; Rowles et al., 2018).

Una forma de estimar el grado de eutrofización es a través del estado trófico. Este refiere a la concentración de nutrientes totales presentes en un sistema acuático y refleja la productividad potencial del ambiente (Margalef, 1983). Los ambientes menos productivos se denominan oligotróficos y se caracterizan por presentar aguas muy claras y baja densidad de organismos fotosintéticos. En orden creciente de nutrientes se pasa a un estado mesotrófico, eutrófico hasta supereutrófico e hipereutrófico (DINAMA, 2017).

Desde hace varias décadas se vienen desarrollando índices que permiten clasificar los sistemas acuáticos en diversas categorías de estado trófico, según diferentes variables o combinaciones de éstas. En general todos emplean la concentración de los nutrientes nitrógeno y fósforo y la clorofila del fitoplancton como indicadores (del Anno et al., 2002; Christia et al., 2014). El uso de estas clasificaciones puede ser útil a la hora de planificar estrategias de gestión (Ferreira et al., 2011), así como predecir las situaciones futuras en escenarios en los que no se tomen medidas acordes al estado del sistema. Borja et al. (2008) plantean la necesidad de generar abordajes integrales para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos costeros, a la vez de generar herramientas que sean útiles y accesibles para los tomadores de decisión.

El proceso de eutrofización no ocurre de forma aislada, sino que es la consecuencia no buscada de la expansión agrícola y la intensificación del uso del suelo, promoviendo entre otros aspectos la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (DINAMA, 2020; Jarvie et al., 2017; Jordan et al., 2017; Rodríguez-Gallego et al., 2017; Aubriot et al., 2017; Sharpley, 2015; Anguiano-Cuevas et al., 2015; Carpenter et al., 2011; Carpenter, 2005).

Desde el marco conceptual de los sistemas social-ecológicos (SSE) donde los sistemas social y ecológico presentan interrelaciones complejas y co-evolucionan, las problemáticas que surgen son el producto de la interrelación entre los recursos, los usuarios del recurso y el entorno en que esta se produce, por lo tanto la unidad de análisis de las problemáticas debe ser el SSE (Berkes y Folke, 1998; Berkes et al., 2003; Berkes, 2017). Pensar los problemas de calidad del agua bajo esta mirada permite un abordaje más amplio que incluye el trabajo colaborativo entre académicos, planificadores, tomadores de decisión y actores sociales, procurando desarrollar aproximaciones integrales y tender puentes hacia una transformación de la relación entre sociedad y naturaleza, contribuyendo a un vínculo que otorgue mayor resiliencia a los SSE (Carpenter y Folke, 2006; Manfrin et al., 2016). Bajo este paraguas, el Conocimiento Ecológico Local por desarrollarse *in situ*, atendiendo a las particularidades ecológicas y socioculturales de cada lugar tiene un alto potencial para aportar información temporal y espacial pudiendo ser la única fuente de información en casos en los cuales existe una ausencia de datos durante largos períodos de tiempo (Johannes et al., 2000; Lopez y Bozelli, 2014; Lopez-Juambeltz et al., 2020). Es una herramienta que además representa una oportunidad para la gestión sostenible de los territorios, así como para el fortalecimiento y la complementariedad con el conocimiento científico (Huntington, 2000; Reyes-García, 2007; Reyes-García, 2009), permitiendo por un lado un mejor entendimiento de la problemática y por otro, la construcción de propuestas o acciones más adecuadas y sostenidas en el tiempo (Smith et al., 2015).

Este capítulo aborda la calidad del agua desde dos aproximaciones diferentes y complementarias (corresponden a los objetivos específicos 1 y 2 respectivamente). Por un lado, realiza un mapeo en SIG de la calidad del agua en la Laguna de Rocha y su cuenca en base a una recopilación de datos existentes. Por otro lado, releva y mapea el conocimiento ecológico local acerca del estado de calidad del agua en dicha cuenca y de las posibles causas de su deterioro.

2. METODOLOGÍA

2.1 Calidad de agua: aspectos fisicoquímicos

Se elaboró una base de datos de calidad de agua para la cuenca de Laguna de Rocha, con monitoreos que van desde el año 2016 hasta el año 2020 derivados de diversos proyectos y convenios interinstitucionales (Convenio de cooperación técnica y científica entre MVOTMA (DINAMA) y UdelaR (CURE) para la implementación de un plan de monitoreo de las Lagunas Costeras de Uruguay 2017-2018; 2019-2020; monitoreo de cuencas de Lagunas costeras del PDU Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos 2015-2016 y de la Tesis de Doctorado de Irene Machado). Los sitios monitoreados fueron al arroyo Rocha aguas arriba (Raa, n=18) y aguas abajo de la ciudad (R9, n=18), el arroyo Las Conchas en Ruta 15 (C15, n=18), el arroyo La Palma en Ruta 15 (P15, n=19) y el embalse de este arroyo utilizado para el abastecimiento de la planta potabilizadora de OSE con tres sitios de muestreo (embalse toma PE, embalse medio PM, embalse cola PC, con n=16, 6 y 8 respectivamente), el arroyo sin nombre que recibe tres afluentes al noroeste de la laguna (3af, n= 14) y tres sitios en la Laguna de Rocha (norte N, n=19, centro C, n=30 y sur S, n=29) (Figura 1.1). Las variables utilizadas fueron variables fisicoquímicas medidas *in situ* (porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, conductividad, turbidez), nutrientes en agua (fósforo total, PT; nitrógeno total, NT; fosfato, PO₄; y nitrógeno inorgánico disuelto, NID que corresponde a la suma de amonio, nitrato y nitrito), clorofila-a en agua y coliformes termotolerantes. Las técnicas analíticas para determinación de las variables analizadas se describen en DINACEA et al. (2021), que reúne los datos desde 2017 a 2020.

Se seleccionaron diferentes índices de estado trófico según la normativa existente y bibliografía científica específica a nivel nacional e internacional (DINAMA, 2017; Lamparelli, 2004; Salas y Martino, 2001; Dodds et al., 1998; Vollenweider y Kerekes, 1982). Estos índices fueron mapeadas en SIG usando el software libre Q-GIS versión 3.16.8-Hannover, de modo de identificar espacialmente cómo varía la calidad del agua a nivel de la cuenca, utilizando gradientes de color de acuerdo a la magnitud de la variable representada.

Por otra parte, se compilaron datos de calidad de agua del período 2006-2009 de los principales cursos de agua de la cuenca existentes de dos proyectos: Rodríguez-Gallego et al. (2008) y Rodríguez-Gallego et al. (2010). Los sitios usados en este caso fueron: el arroyo Las Conchas en Ruta 15 (C15, n=11), el arroyo La Palma en Ruta 15 (P15, n=12) y

el arroyo Rocha aguas arriba (Raa, n=14) y aguas abajo de la ciudad (R9, n=4). El sitio R9 en este período no coincidió exactamente con el correspondiente a 2016-2020, sino que estuvo a 700 m de distancia del mismo y solo se contó con ellos en verano. Estos datos se representaron mediante diagrama de cajas junto a los del período 2016-2020 de modo de identificar posibles tendencias temporales. Para cada una de las variables se testeó si ambos sets de datos presentaban diferencias estadísticamente significativas utilizando el test no paramétrico de Kruskal-Wallis con la función *kruskal.test()*, dado que en la mayoría de los casos los datos no contaban con una distribución normal. También se comparó la precipitación en los dos períodos estudiados, a partir de datos de frecuencia diaria obtenidos de la Estación Meteorológica de Rocha (INUMET). Los datos se analizaron con el software libre R versión 1.2.1335 (RStudio Team, 2018).

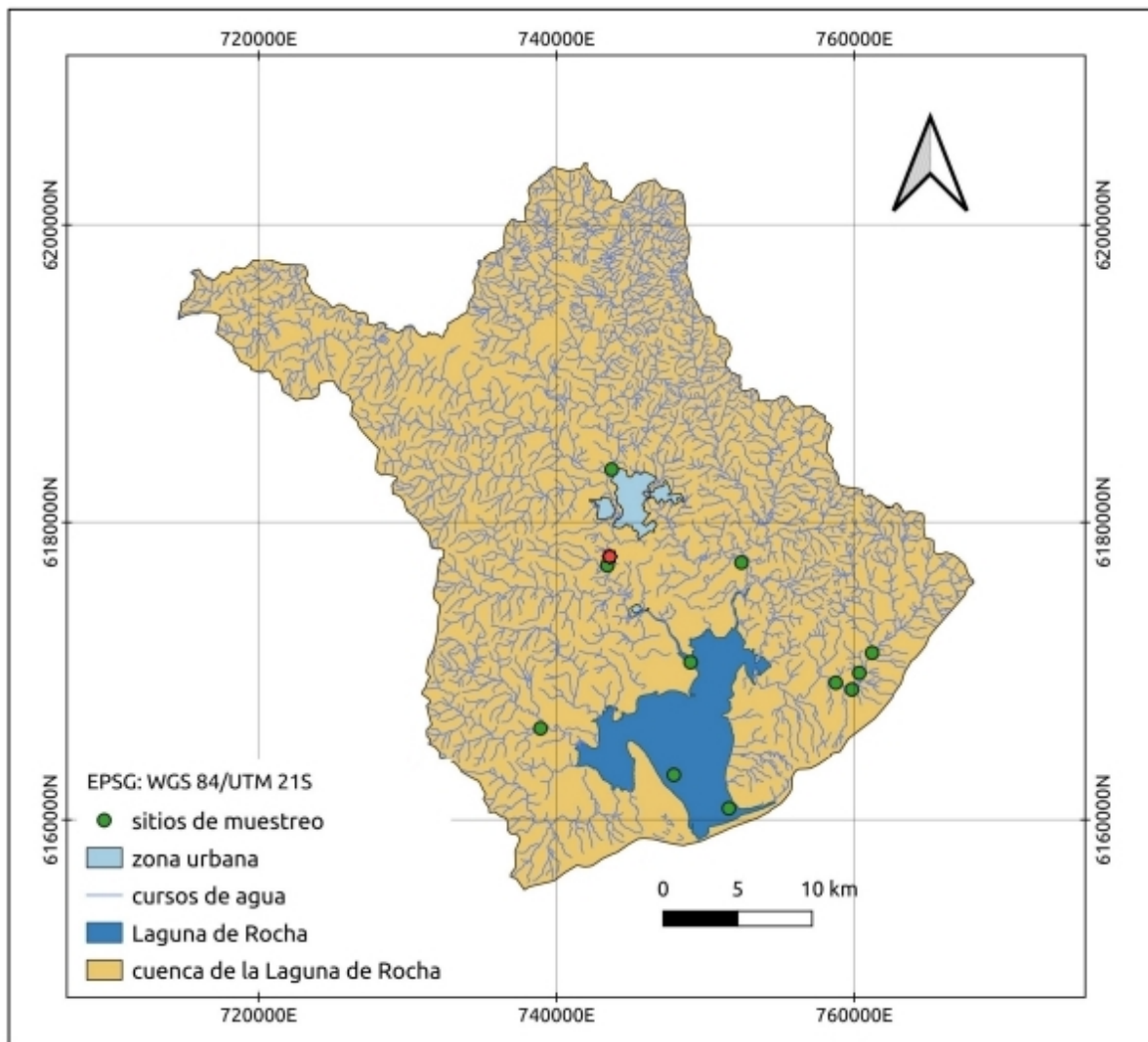


Figura 1.1. Cuenca de la Laguna de Rocha indicando los sitios de muestreo en 2016-2020 (la marca de color rojo muestra el sitio a 700 m de R9 correspondiente al paquete de datos 2006-2009).

Para poder analizar algunos cambios en la calidad de agua a nivel de las subcuencas de la Laguna de Rocha se realizó una comparación de la superficie de la cuenca destinada a agricultura en la capa de usos del suelo de 2005 (Rodríguez-Gallego et al., 2017) y la capa “Land Cover Classification System (LCCS) 2015 FAO” (MVOTMA-DINOT, 2015), corregida previamente con la capa de “Planes de uso y manejo del suelo 2013-2020” (MGAP, 2020). Para el caso de esta última se consideró como agricultura la suma de la superficie de los polígonos de categoría agricultura cerealera y agricultura forrajera.

2.2 Calidad de agua: conocimiento ecológico local

Se realizó un listado preliminar de posibles actores a entrevistar. Para esto se priorizaron personas que tuvieran un contacto frecuente y de larga data con los ecosistemas acuáticos de la cuenca, ya fueran la laguna o sus tributarios. Para esto se consideraron vecinos de sitios relevantes para el trabajo como pescadores artesanales y deportivos (en los arroyos), productores agropecuarios radicados en sitios cercanos a los cuerpos de agua, y guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha. Este listado fue enriquecido mediante la técnica de “bola de nieve”, en la que nuevos actores a considerar son sugeridos por los propios entrevistados según Albuquerque et al. (2014). Las entrevistas fueron realizadas en el mes de junio de 2022. Se realizaron en total 11 entrevistas, de las cuales 10 fueron individuales y una en pareja, totalizando 12 entrevistados distribuidos de la siguiente forma: cinco pescadores artesanales de la laguna (dos que ingresan por Puerto de los Botes y tres por la Barra de la laguna), tres productores rurales (dos en la costa de la laguna y uno del arroyo Las Conchas), dos guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha y dos personas que realizan canotaje y pesca deportiva en los arroyos y/o en la laguna.

Se elaboró una pauta de entrevista semiestructurada estableciendo algunas preguntas comunes a todos los actores y otras específicas dependiendo del rol de los mismos, procurando relevar su conocimiento sobre el estado de calidad del agua de la cuenca, las posibles causas de su deterioro y acciones potenciales que contribuyan a la mejora de la misma. Los aspectos en los que se indagó fueron actividad que realiza vinculada a la laguna o los arroyos (tiempo y espacio), color del agua, salinidad, turbidez, olor, presencia de plantas y algas en el agua, mortandad de peces u otros organismos. Dichas características fueron evaluadas para el período actual y para el pasado vinculado a las experiencias personales de cada entrevistado. En caso de haber referido un deterioro de

la calidad del agua con el paso del tiempo se indagó sobre posibles causas y acciones necesarias para resolver el problema. Acompañando a la entrevista se realizó un mapeo participativo (Albuquerque et al., 2014) de los principales aspectos identificados. Para ello se entregó un mapa base de la cuenca con algunos sitios clave para poder ubicarse espacialmente. Se le solicitó al entrevistado que marcara en el mapa el área en la que habitualmente se desempeña y/o aquella que más conoce y, en caso de que así haya sido, en qué sitios ha identificado las características que relató asociadas a calidad del agua.

Posteriormente las entrevistas fueron desgrabadas y su contenido fue sistematizado en base a categorías de clasificación (vínculo con el lugar, color-turbidez-salinidad, profundidad, algas-plantas, mortandad, olor, barra de la laguna, usos del suelo, deterioro, posibles soluciones, otros). Con dicha información se confeccionó un mapa en SIG del área mejor conocida por los entrevistados, un mapa con la ubicación de los eventos puntuales y otro con las actividades identificadas como presiones relacionadas al deterioro de la calidad del agua de los últimos años. En base a la información aportada por los entrevistados se elaboró una línea de tiempo que reúne los eventos de proliferación de plantas sumergidas y algas, mortandades y otros eventos señalados.

3. RESULTADOS

3.1 Indicadores de calidad del agua en la Laguna de Rocha y su cuenca

A modo general los valores más bajos de los indicadores asociados a deterioro de la calidad del agua de la cuenca se observaron en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad, a la vez que aumentaron aguas abajo de la misma. Los valores más altos para estos indicadores se observaron en los arroyos La Palma y Las Conchas, mientras que a nivel de la laguna se observó un gradiente norte-sur, con mejora de los indicadores en la zona próxima al océano (Figura 1.2; Tabla 1.1).

El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto promedio presentó un rango amplio en los sitios registrados, siendo mayor en la LR (97,1 %) y en el arroyo Rocha aguas arriba (90,9 %) de la ciudad, y menor en el embalse del arroyo La Palma (52,2 % con un rango de 14,8-96,7). La conductividad (K) promedio también presentó un rango amplio, desde $\mu\text{S}/\text{cm}$ a mS/cm , observándose los menores valores en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad (0,2 mS/cm) y los mayores en la Laguna de Rocha (20,7 mS/cm). Los arroyos La

Palma y Las Conchas a la altura de la Ruta 15 presentaron valores intermedios de conductividad, siendo mayor en La Palma. La laguna presentó un gradiente creciente de conductividad en dirección norte-sur. La turbidez fue más elevada en el arroyo La Palma y especialmente en el sitio medio del embalse (promedio 72,7 NTU), así como en el norte y centro de la laguna, observándose en estos últimos un amplio rango de valores (0-132 NTU). Por su parte, la clorofila-a (Clo-a) en general presentó valores promedio menores a 10 $\mu\text{g/l}$, siendo los mayores promedios observados en el arroyo La Palma, particularmente en los sitios del embalse (8,1 $\mu\text{g/l}$), seguidos del arroyo Las Conchas (6,7 $\mu\text{g/l}$) y del sitio centro en la LR (6,1 $\mu\text{g/l}$). Los valores promedio más bajos se observaron en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad (1,4 $\mu\text{g/l}$). Es de destacar la presencia de valores extremos para esta variable tanto en el arroyo La Palma, arroyo Las Conchas y en el centro de la LR.

Tanto las formas totales como disueltas de nitrógeno y fósforo mostraron un aumento desde aguas arriba hacia aguas abajo de la ciudad y un gradiente descendente norte-sur en la LR (Figura 1.2; Tabla 1.1). Los valores promedio más bajos de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se observaron en el sitio sur de la LR (71,7 $\mu\text{g N/l}$), mientras que los más altos se encontraron en la cola del Embalse La Palma (750 $\mu\text{g N/l}$) y en el arroyo Rocha aguas abajo de la ciudad (438 $\mu\text{g N/l}$). El fosfato (PO_4) presentó un amplio rango de concentración, siendo los valores promedio más bajos los observados en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad (31,1 $\mu\text{g P/l}$) y en el sur de la LR (28,5 $\mu\text{g P/l}$). Los mayores valores promedio fueron observados en los arroyos Las Conchas (229 $\mu\text{g P/l}$) y La Palma, especialmente en los sitios cola (181 $\mu\text{g P/l}$) y medio del embalse (174 $\mu\text{g P/l}$). Los sitios ubicados sobre la Ruta 15 presentaron un amplio rango de concentración de PO_4 . La concentración de nitrógeno total (NT) promedio más alta se observó en los arroyos La Palma (1394 $\mu\text{g N/l}$ en el embalse) y Las Conchas (904 $\mu\text{g N/l}$) y la más baja en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad (395 $\mu\text{g N/l}$). Para el caso del fósforo total (PT) los valores promedio más altos fueron observados en el arroyo Las Conchas (283 $\mu\text{g P/l}$) y La Palma (especialmente en el Embalse, 295 $\mu\text{g P/l}$) y se registró al igual que para PO_4 un amplio rango en los sitios C15 y P15. Los valores más bajos fueron observados en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad (70,4 $\mu\text{g P/l}$). Los coliformes termotolerantes (coliformes fecales) presentaron los mayores valores promedio en el arroyo Rocha aguas abajo de la ciudad (878 ufc/100ml) y en el arroyo Las Conchas (372 ufc/100ml). Al igual

que en otras variables se observó un descenso de los valores promedio en la LR, así como un gradiente decreciente norte-sur (no se muestra en figura).

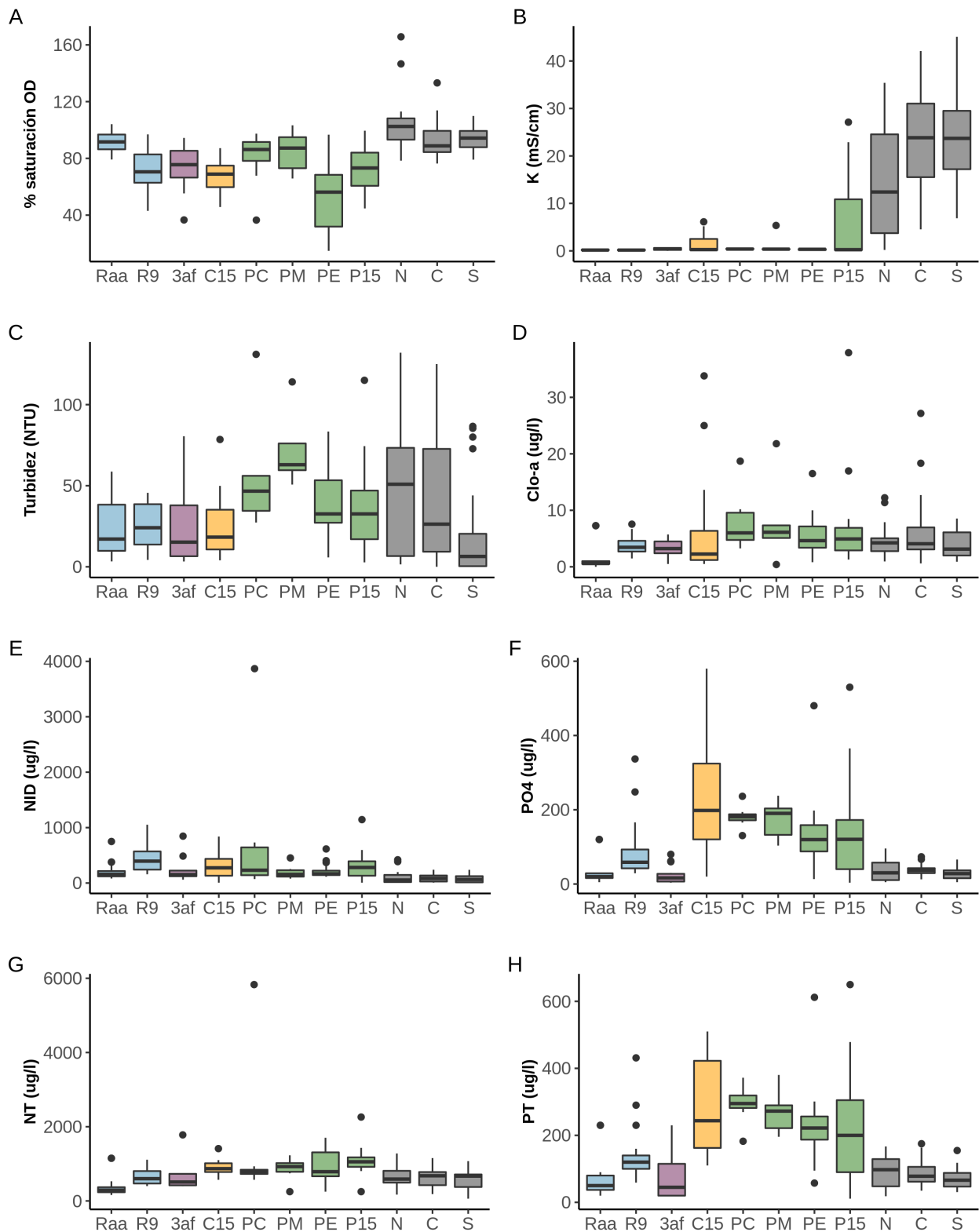


Figura 1.2. Variables fisicoquímicas de los sitios de muestreo en la cuenca de la Laguna de Rocha en el período 2016-2020: arroyo Rocha aguas arriba (Raa), arroyo Rocha en Ruta 9 (R9), arroyo que recibe 3 afluentes (3af), arroyo Las Conchas (C15), cola del embalse La Palma (PC), centro del embalse La Palma (PM), embalse La Palma (PE),

arroyo La Palma en Ruta 15 (P15), norte, centro y sur de Laguna de Rocha (N, C y S). Los arroyos se organizan por las subcuencas lo que se diferencia por color: arroyo Rocha (celeste), 3 afluentes (lila), arroyo Las Conchas (amarillo), arroyo La Palma (verde), laguna (gris).

Tabla 1.1. Variables fisicoquímicas de los sitios de muestreo en la cuenca de la Laguna de Rocha en el período 2016-2020 (promedio, desvío estándar, máximo y mínimo): arroyo Rocha aguas arriba (Raa), arroyo Rocha en Ruta 9 (R9), arroyo que recibe 3 afluentes (3af), arroyo Las Conchas (C15), cola del embalse La Palma (PC), centro del embalse La Palma (PM), embalse La Palma (PE), arroyo La Palma en Ruta 15 (P15), norte, centro y sur de Laguna de Rocha (N, C y S).

		T (°C)	K (mS/cm)	pH	OD (mg/L)	% Sat O2	Turbidez (NTU)	Clo-a (ug/l)	PO4 (ug/l)	NID (ug/l)	PT (ug/l)	NT (ug/l)	Coliformes termotolerantes (UFC/100ml)	
Arroyos	Raa	prom	17,7	0,2	7,4	8,7	90,9	25,1	1,4	31,1	217,3	70,4	394,6	176
		desv	5,0	0,1	0,2	1,3	7,2	18,3	2,2	33,0	161,9	62,3	303,2	112
		max	27,7	0,3	7,8	11,2	104,1	58,7	7,3	120,0	749,5	230,0	1150,0	500
		min	9,3	0,0	6,9	6,9	79,2	3,3	0,0	5,0	81,5	20,0	160,0	10
	R9	prom	17,7	0,2	7,2	6,9	71,9	25,2	3,7	90,4	437,9	146,4	647,3	878
		desv	5,3	0,1	0,3	1,9	16,2	15,2	1,7	82,2	244,0	89,7	213,6	1850
		max	27,8	0,3	8,3	10,8	96,9	45,6	7,5	336,8	1052,1	431,3	1110,0	8000
		min	9,7	0,0	6,8	3,8	43,0	4,2	1,5	29,0	158,3	58,9	400,0	30
	3af	prom	18,4	0,4	7,4	7,1	74,0	25,4	3,4	24,2	225,6	75,7	624,6	179
		desv	5,6	0,2	0,4	1,8	16,2	25,7	1,5	25,0	205,7	72,5	369,9	257
		max	29,9	0,7	8,1	9,6	94,4	80,5	5,7	80,0	846,0	230,0	1780,0	900
		min	10,6	0,0	6,8	3,5	36,6	3,3	0,5	3,5	61,0	20,0	400,0	10
	PE	prom	18,9	0,3	7,1	5,0	52,2	36,5	5,7	135,3	222,5	229,0	920,0	151
		desv	4,6	0,1	0,3	2,7	24,3	22,1	4,1	108,7	136,7	123,6	438,2	194
		max	25,6	0,6	7,9	10,4	96,7	83,4	16,5	480,2	615,0	612,0	1702,0	760
		min	10,8	0,2	6,5	1,4	14,8	5,8	0,8	13,3	113,9	57,5	250,0	3
	PM	prom	23,5	1,2	7,7	7,2	84,9	72,7	8,1	173,5	200,8	270,1	853,5	66
		desv	3,3	2,0	0,3	1,2	14,9	28,2	8,1	54,5	137,2	66,7	336,4	59
		max	27,9	5,4	8,0	8,5	103,3	114,0	21,8	237,8	453,0	380,3	1230,0	150
		min	20,3	0,3	7,2	5,3	65,8	50,7	0,4	103,5	79,5	195,7	250,0	3
	PC	prom	23,1	0,4	7,7	6,9	79,9	56,9	8,1	180,9	749,6	295,1	1394,1	115
		desv	2,5	0,1	0,3	1,8	19,7	38,2	5,3	31,7	1283,5	57,4	1795,3	88
		max	27,2	0,6	8,1	8,7	97,4	131,0	18,7	236,3	3868,0	372,0	5830,0	230
		min	20,5	0,3	7,2	2,9	36,5	27,3	3,3	130,5	71,6	182,4	570,0	5
	P15	prom	19,2	5,6	7,1	6,7	72,8	34,5	7,2	146,4	307,5	218,0	1092,0	344
		desv	5,4	8,9	0,4	1,4	15,5	28,3	8,7	143,6	258,5	166,5	414,6	496
		max	28,7	27,1	8,1	9,3	99,5	115,0	37,9	530,0	1144,0	650,0	2260,0	1600
		min	11,2	0,0	6,5	4,7	44,7	2,7	1,3	3,5	5,5	11,0	250,0	10
C15	prom	18,0	1,4	7,3	6,5	67,4	24,2	6,7	228,5	307,6	283,2	904,0	372	
	desv	6,1	2,1	0,3	1,6	12,1	19,6	9,7	155,2	242,2	142,2	203,4	430	
	max	29,2	6,1	8,2	9,8	87,2	78,5	33,8	580,0	839,0	510,0	1410,0	1600	
	min	8,9	0,0	6,8	4,4	45,7	4,0	0,5	20,0	5,5	110,0	569,2	20	
Laguna	N	prom	20,0	14,5	8,0	9,0	104,7	46,5	4,7	34,9	101,9	91,8	645,1	313
		desv	6,0	11,8	0,5	1,6	21,6	41,5	3,1	27,1	121,3	45,2	290,4	667
		max	29,2	35,4	8,8	12,0	165,7	132,0	12,2	95,7	419,8	166,8	1279,1	2400
		min	10,1	0,2	6,7	6,8	78,4	1,5	0,9	5,0	10,5	18,3	170,8	2
	C	prom	17,5	23,5	7,8	8,1	93,0	42,7	6,1	37,7	85,9	89,8	633,1	138
		desv	4,8	10,0	0,5	1,3	12,6	42,7	5,6	14,2	62,9	37,6	243,3	373
		max	28,6	42,1	8,8	10,7	133,2	125,0	27,2	73,4	239,9	175,0	1155,2	1500
		min	8,5	4,5	6,6	6,0	76,4	0,0	0,6	12,6	6,6	34,8	183,7	1
	S	prom	17,7	24,4	8,0	8,1	93,5	18,8	3,8	28,5	71,7	69,6	568,4	144
		desv	5,0	9,8	0,5	1,3	8,1	28,3	2,2	15,8	64,5	29,1	255,0	381
		max	26,6	45,1	8,7	11,0	109,9	86,6	8,5	66,0	238,5	154,7	1072,7	1500
		min	8,6	6,9	6,6	6,1	79,1	0,0	0,9	5,0	6,6	30,7	61,0	1

3.2 Estado trófico

Los índices de estado trófico en general fueron menores en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad, respecto a aguas abajo, siendo mayores en el arroyo Las Conchas y La Palma. Por su parte a nivel de la LR se observó un gradiente decreciente norte-sur.

En base a los valores de los estándares establecidos por la normativa y los valores guía de DINAMA (2017), en todos los sitios observados el valor de Clo-a promedio fue menor al nivel guía establecido por la Mesa Técnica del Agua para Uruguay (10 $\mu\text{g/l}$), sin embargo los sitios en arroyo La Palma, Las Conchas y centro de LR presentaron valores que superaron dicho umbral, generalmente en verano (Fig. 1.2, 1.3 y 1.4). El PT mostró valores mayores al nivel de la normativa nacional y a los valores guía de PT establecidos para sistemas lénticos y sus tributarios (30 $\mu\text{g/l}$) en todos los sitios analizados, a la vez que ocurrió algo similar para el caso del NT (500 $\mu\text{g/l}$), que solamente fue menor al nivel guía en el sitio aguas arriba de la ciudad de Rocha y al sur de la laguna (Figura 1.3).

Los índices de estado trófico calculados para los arroyos en base a Lamparelli (2004) mostraron que los arroyos de La Palma y Las Conchas presentaron los valores más elevados, siendo clasificados como supereutróficos, tanto para Clo-a como para PT. El resto de los arroyos fueron clasificadas como oligo o mesotróficos según los valores de Clo-a, pero como eutróficos según la concentración de PT. Por su parte, la laguna resultó entre meso y oligotrófica por Clo-a pero eutrófica por la concentración de PT según Salas y Martino (2001) (Figura 1.4).

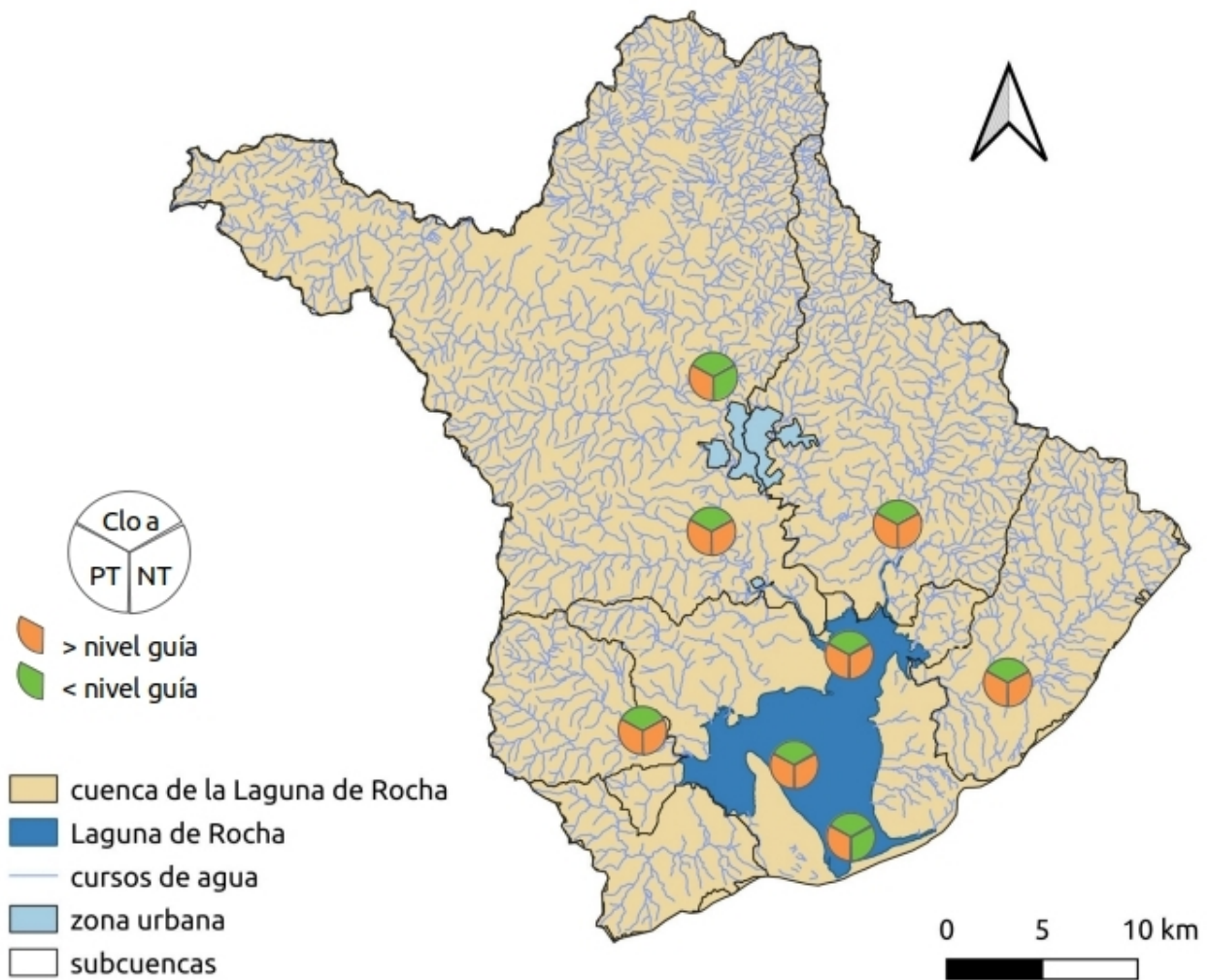


Figura 1.3. Mapa de calidad del agua para la cuenca de la Laguna de Rocha en el período 2016-2020 estimada a través los valores guía de DINAMA (2017). En verde se indican los valores de los indicadores (Clo-a, PT y NT) que están por debajo de los niveles de referencia establecidos y en anaranjado los que los superan.

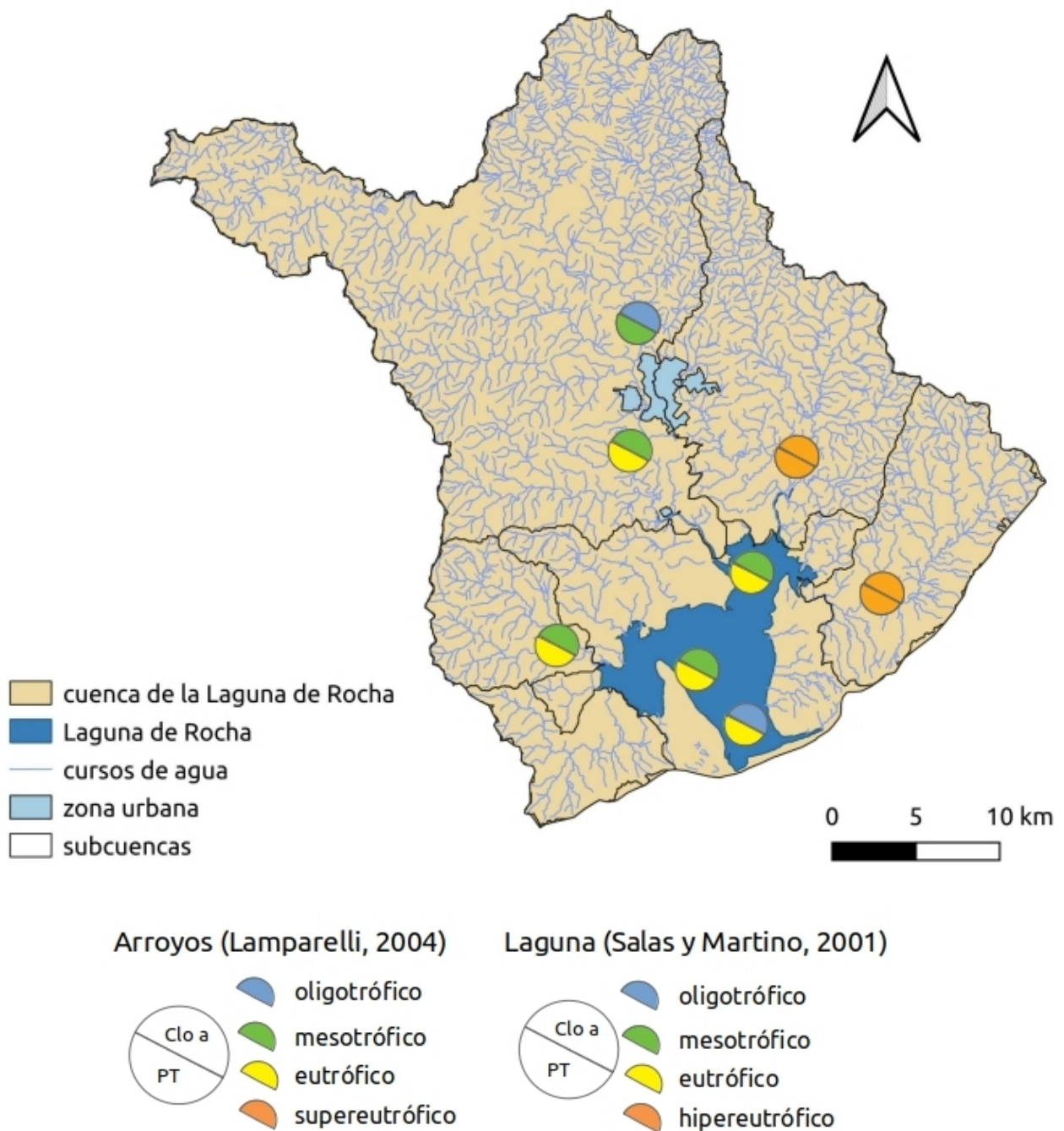


Figura 1.4. Mapa de calidad del agua de la cuenca de la Laguna de Rocha en el período 2016-2020 estimada a través de índices de estado trófico. Para los arroyos se utilizó Clo-a y PT según Lamparelli (2004) y para la laguna Salas y Martino (2001). Los colores indican los diferentes niveles de estado trófico.

Utilizando el índice de estado trófico de Dodds et al. (1998) los arroyos se catalogaron como oligotróficos por la concentración de Clo-a promedio y oligo o mesotróficos según la concentración de NT. Para el caso del PT todos los arroyos se clasificaron como eutróficos, excepto el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad que resultó mesotrófico. Cuando se analizaron las concentraciones obtenidas en la laguna en relación a los criterios establecidos por Vollenweider y Kerekes (1982), estos resultaron mesotróficos según la concentración de Clo-a, mientras que por la concentración de PT resultaron hipereutróficos en el norte y centro de la laguna, y eutrófico en el sur (Figura 1.5).

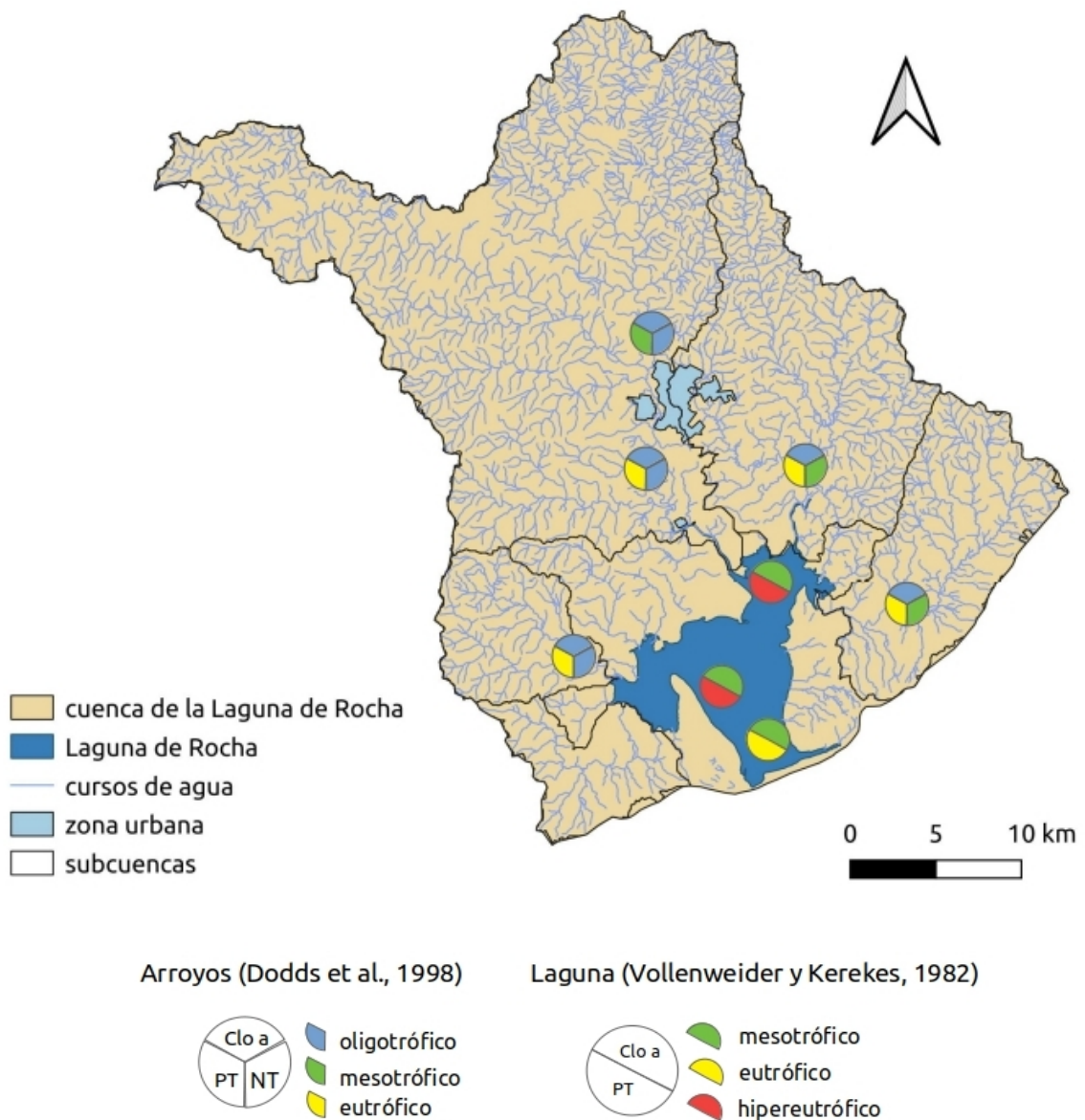


Figura 1.5. Mapa de calidad del agua para la cuenca de la Laguna de Rocha en el período 2016-2020 estimada a través de índices de estado trófico. Para los arroyos se utilizó Clo-

a, PT y NT según Dodds et al. (1998) y Clo-a y PT según Vollenweider y Kerekes (1982). Los colores indican los diferentes niveles de estado trófico.

3.3 Evolución temporal de la calidad del agua

Los análisis de los indicadores de calidad del agua entre el período 2006-2009 y 2016-2020 para los sitios de muestreo del arroyo Rocha, Las Conchas y La Palma mostraron cambios significativos en los valores de las medianas de los datos disponibles (Kruskal-Wallis). Los sitios en arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad y Las Conchas presentaron un aumento significativo de la concentración de PO₄ y PT, donde los valores promedio al menos se cuadruplicaron en el período analizado. Para el arroyo Las Conchas también se observó un aumento significativo de la concentración de NT y una reducción significativa de la concentración de OD. El resto de los sitios presentaron un aumento de la concentración promedio de NT pero no resultaron en diferencias significativas. Cabe destacar que los cambios de mayor magnitud se observaron en el arroyo Las Conchas (Figura 1.6 y Tabla 1.2). Si bien se observó una reducción significativa de la conductividad promedio para los sitios en el arroyo Rocha aguas arriba, Las Conchas y La Palma, la magnitud del cambio fue baja. En el arroyo Rocha también se encontró un aumento significativo de la concentración de OD aguas arriba de la ciudad, aunque igualmente fue de baja magnitud.

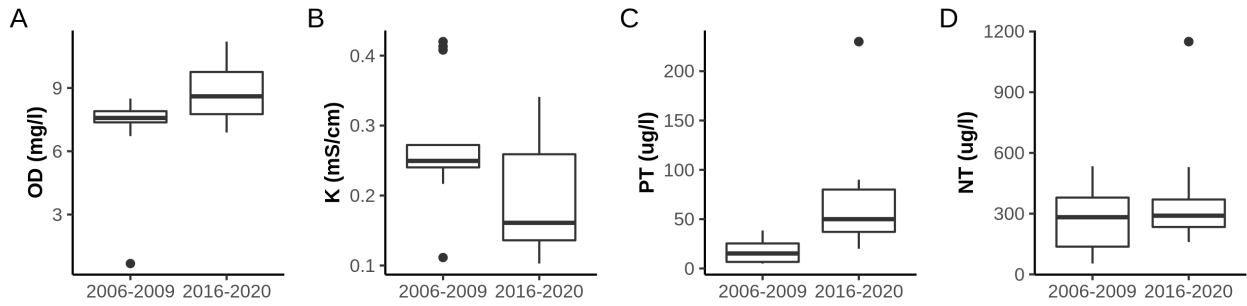
Tabla 1.2. Promedio y comparación de medianas de los indicadores de calidad del agua analizados, entre los períodos 2006-2009 y 2016-2020 para los principales arroyos de la cuenca de la Laguna de Rocha (para R9 2006-2009 se contó con un número reducido de datos y todos correspondieron a verano).

		2006-2009 media ± ds	2016-2020 media ± ds	Comparación de medianas
Raa	OD	7.1 ± 1.9	8.7 ± 1.3	KW chi-squared = 7.381, df = 1, p-value <0.05
	K	0.3 ± 0.1	0.2 ± 0.1	KW chi-squared = 4.5973, df = 1, p-value <0.05
	PT	16.5 ± 10.8	70.4 ± 62.3	KW chi-squared = 17.188, df = 1, p-value <0.001
	PO4	7.2 ± 6.3	31.1 ± 33.0	KW chi-squared = 15.149, df = 1, p-value <0.001
	NT	271.6 ± 144.9	394.6 ± 303.2	ns
R9	OD	5.2 ± 1.7	6.9 ± 1.9	ns
	K	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	ns
	PT	140.3 ± 61.8	146.4 ± 89.7	ns
	PO4	42.9 ± 7.2	90.4 ± 82.2	ns
	NT	504.5 ± 96.7	647.3 ± 213.6	ns
C15	OD	7.8 ± 0.6	6.5 ± 1.6	KW chi-squared = 4.273, df = 1, p-value <0.05
	K	3.3 ± 1.9	1.5 ± 2.1	KW chi-squared = 6.3706, df = 1, p-value <0.05
	PT	55.6 ± 30.9	283.2 ± 142.2	KW chi-squared = 20.532, df = 1, p-value <0.001
	PO4	27.0 ± 32.4	228.5 ± 155.2	KW chi-squared = 17.937, df = 1, p-value <0.001
	NT	778.8 ± 526.0	904.0 ± 203.4	KW chi-squared = 4.0036, df = 1, p-value <0.05
P15	OD	7.2 ± 2.2	6.7 ± 1.4	ns
	K	13.8 ± 7.0	5.9 ± 9.1	KW chi-squared = 7.1145, df = 1, p-value <0.05
	PT	294.4 ± 256.0	218.0 ± 166.5	ns
	PO4	157.3 ± 189.4	146.4 ± 143.6	ns

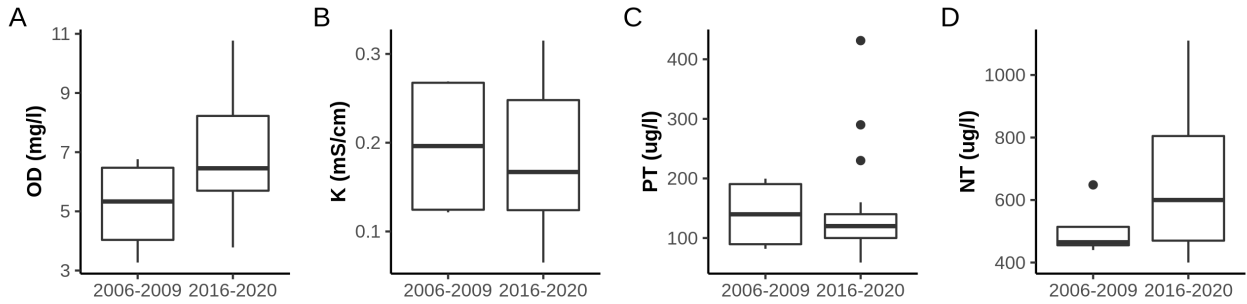
Tabla 1.3. Relación de los promedios de nutrientes disueltos y totales en los períodos 2006-2009 y 2016-2020 para los principales arroyos de la cuenca de la Laguna de Rocha El (*) indica que para R9 2006-2009 se contó con un número reducido de datos y todos correspondieron a verano.

		2006-2009	2016-2020
Raa	PO4/PT	0.43	0.44
	NID/NT	0.89	0.55
R9	PO4/PT	0.31 *	0.62
	NID/NT	-	0.68
C15	PO4/PT	0.49	0.81
	NID/NT	0.09	0.34
P15	PO4/PT	0.53	0.67
	NID/NT	0.37	0.28

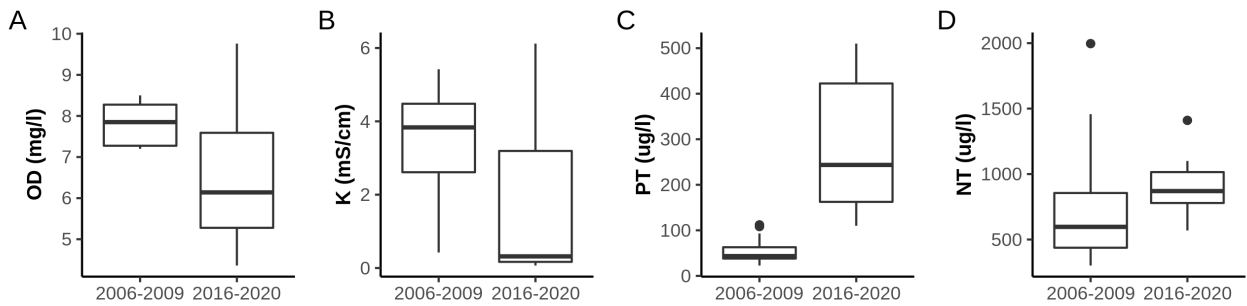
Rocha aguas arriba



Rocha R9



Las Conchas R15



La Palma R15

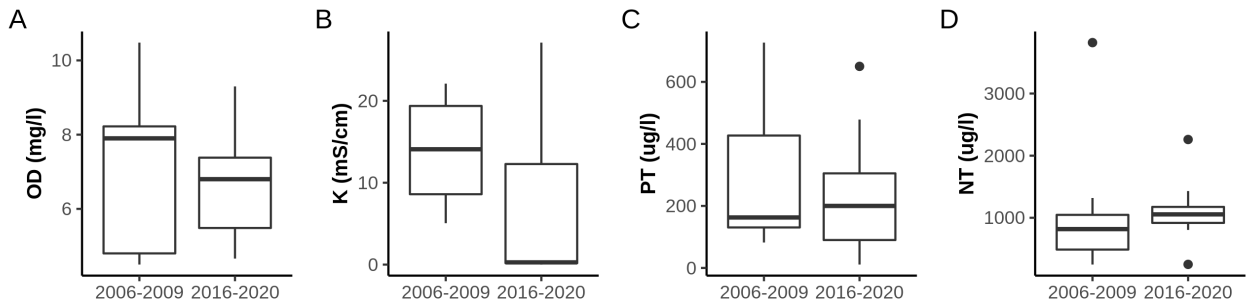


Figura 1.6. Comparación entre los períodos 2006-2009 y 2016-2020 en sitios de muestreo de la cuenca de la Laguna de Rocha para las siguientes variables: A) oxígeno disuelto, B) conductividad, C) fósforo total y D) nitrógeno total en agua.

3.4 Cambios de uso del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha

Cuando se compararon las capas de uso del suelo de 2005 y 2015 para la cuenca de la Laguna de Rocha se encontró un aumento de la superficie destinada a la agricultura de 9 a 12% (10934 a 14555 ha). La mayor superficie destinada a agricultura se concentró en las subcuencas de los arroyos Las Conchas, La Palma y Rocha para los dos años evaluados y se acentuó en 2015. Cuando se evaluó la superficie de agricultura en relación al tamaño de las subcuencas el porcentaje fue más alto para las subcuencas de los arroyos Las Conchas, la Palma y los Noques, mostrando un aumento importante en las dos primeras para el año 2015 (llegando a 21, 33 y 17% de su superficie respectivamente) (Tabla 1.4 y Figura 1.7).

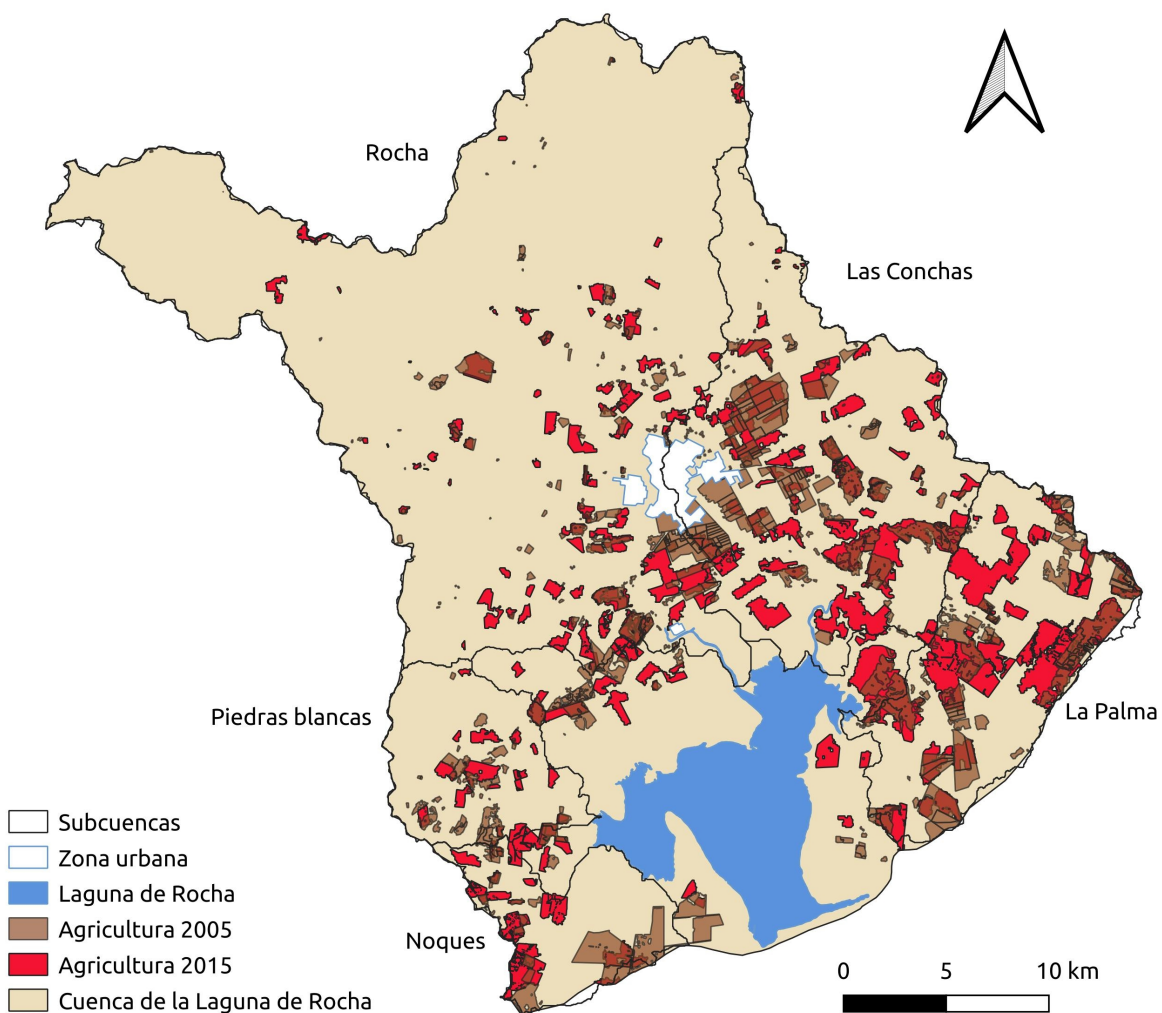


Figura 1.7. Superficie destinada al uso agricultura en los años 2005 y 2015 en la cuenca de la Laguna de Rocha. La superposición de polígonos de agricultura 2005 y 2015 se visualizan en tonalidad intermedia.

Tabla 1.4. Comparación de la superficie destinada a agricultura en los años 2005 y 2015 en las subcuencas de la Laguna de Rocha.

Subcuenca	2005			2015		
	ha	% agricultura LR	% subcuenca	ha	% agricultura LR	% subcuenca
Rocha	1694	15,5	3,1	2773	19,1	5,1
Las Conchas	3269	29,9	15,4	4423	30,4	20,8
La Palma	2622	24,0	21,0	4085	28,0	32,7
Piedras Blancas	608	5,6	9,4	638	4,4	9,9
Los Noques	990	9,0	18,3	938	6,4	17,4
Otros	1751	16,0	8,0	1698	11,7	7,8
Total	10934	100		14555	100	

3.5 Calidad del agua en la cuenca de la Laguna de Rocha según el conocimiento ecológico local

3.5.1 Vínculo con los cuerpos de agua de la cuenca

Los actores entrevistados han estado vinculados a la Laguna de Rocha o a los arroyos desde hace muchos años. Los pescadores artesanales, productores rurales y guardaparques del PPLR tuvieron un contacto de frecuencia diaria o casi diaria con la misma desde hace entre 12 y 69 años, destacándose particularmente que los pescadores entrevistados llevan al menos 30 años pescando en la laguna. Los dos actores entrevistados que realizan canotaje y pesca deportiva conocen los cursos de agua desde hace varios años, siendo uno de ellos “criado entre los arroyos” (C1), aunque no presentaron un contacto tan frecuente con los mismos como los actores antes mencionados. Los pescadores artesanales utilizan toda la laguna para pescar dependiendo de la disponibilidad del recurso pesquero, aunque aquellos que salen desde el Puerto de los Botes debido a la cercanía y al costo del combustible prefieren pescar en la zona norte de la misma. Los productores rurales, si bien conocen los predios linderos a los de su propiedad tienen una actividad más acotada espacialmente, al igual que aquellos que hacen canotaje y pesca deportiva que se circunscriben a los tramos de los arroyos donde practican la actividad. Mientras tanto, los guardaparques presentaron un área conocida de mayor extensión, dado que en su actividad recorren toda el área pero, si bien diariamente tienen contacto con la orilla de la laguna, ingresan con menor frecuencia al cuerpo de agua (Tabla 1.5 y Figura 1.8).

3.5.2 Variables ambientales

Los actores entrevistados no detectaron cambios de color del agua de la laguna, aunque establecieron una relación importante entre el color, la turbidez y la salinidad que fue reconocida por todos los entrevistados: cuando el agua está más dulce se observa más marrón y turbia; cuando está más salada se encuentra más clara y transparente. Esta relación es afectada por los vientos para el caso de la laguna por ser muy somera y en los arroyos por las corrientes de descarga. Como señala uno de los productores agropecuarios:

Cuando tiene bastante agua salada es bastante clara el agua de la laguna, cuando no está muy salada suele estar más marrón. Si ha habido viento la revuelve porque es muy baja la laguna y levanta el limo del fondo y queda marrón, pero si está unos días tranquila queda bien clara, bien transparente, que se ve bien el fondo (PAg2).

Tabla 1.5. Actores entrevistados y su vínculo con la Laguna de Rocha y sus afluentes: canotaje y pesca deportiva (C), pescador artesanal (PAr), guardaparques (G) y productor agropecuario (PAg).

ACTORES	VÍNCULO
C1	Es pescador ocasional de los arroyos de la cuenca de la Laguna de Rocha desde hace más de 30 años y realiza canotaje
C2	Realiza canotaje desde hace 7 años en la Laguna de Rocha y en sus principales afluentes
PAr1	Es pescador artesanal de la Laguna de Rocha desde hace muchos años, sale desde Puerto de los Botes. Hace 42 años que está vinculado a la Laguna. Pesca en todos lados dependiendo de la pesca que haya, pero generalmente en el bolsón del norte y hasta la mitad de la laguna
PAr2	Es pescador artesanal de la Laguna de Rocha desde hace 34 años, sale desde Puerto de los Botes. Pesca en todos lados, donde esté el pescado pero prefiere trabajar en el norte por cercanía
PAr3	Es pescadora artesanal de la Laguna de Rocha desde hace muchos años, sale desde la Barra de la Laguna. Tiene 42 años y toda la vida vivió en la laguna en familia de pescadores. A los 12 años empezó a ayudar a pescar a su padre
PAr4	Es pescador artesanal, tiene 47 años, después que terminó la escuela salía a pescar desde Puerto de los Botes a la laguna. A los 19 años se fue a vivir a la Barra de la laguna y desde entonces sale a pescar desde allí
PAr5	Es pescador artesanal, vive en la Laguna de Rocha desde el año 1953. También hace paseos en bote y tiene un "boliche" de comida del otro lado de la barra. Conoce, recorre y pesca en toda la laguna
G1	Es guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha (SNAP) desde hace 12 años. Además mantuvo un vínculo estrecho con la laguna y sus afluentes desde niño y durante toda su vida
G2	Se encuentra vinculado a la Laguna de Rocha y su entorno desde hace 22 años, inicialmente como guardaparques y actualmente es Director del Paisaje Protegido Laguna de Rocha (SNAP)
PAg1	Tiene vínculo con la Laguna de Rocha desde hace más de 30 años. Inicialmente fue como guía de naturaleza en la Barra y en trabajo con los pescadores y sus hijos. Es propietaria de 49 ha sobre el bolsón norte de la laguna.
PAg2	Es productor agropecuario de la cuenca de la Laguna de Rocha. Desde los 5 años iba a pescar a la laguna con su padre, su tío y unos pescadores viejos de la laguna. Hace 50 años se fue a trabajar a un campo sobre la costa de la laguna que cuenta con 4 km de costa sobre la parte noroeste de la laguna. Hace producción ganadera y también algo de lanares, tiene algún mejoramiento (algo de raigrass y algo de siembra en cobertura) en la parte más alta del campo. Recorre todos o casi todos los días la costa de la laguna.
PAg3	Es productor agropecuario de la Laguna de Rocha, sobre el arroyo Las Conchas. Se encuentra vinculado a ese predio desde niño cuando su padre lo compró. En la década del 80 comenzó a trabajarlo y cuando se jubiló se fue a vivir allí. Actualmente realiza ganadería sobre campo natural y algún mejoramiento en cobertura.

Algunos entrevistados describieron cambios de color del agua a tonos amarillo-verdoso en la orilla de la laguna acompañados de espuma en "las barritas" (cañadas que salen desde los campos hacia la laguna) debido al "arrastre de los campos" (PAr3) cuando estos se inundan. También se relató el cambio de color (rojizo) del agua en algunos períodos de un bañado asociado a la industria papera sobre la Ruta 15. El olor percibido en la laguna fue "el de siempre" (PAg1), algunas veces cuando hay bajante se percibe olor a materia orgánica en descomposición. En oportunidades "cuando fumigan los campos y se inunda

llega el olor hasta la costa” (PAr3). Según las condiciones de viento el agua salobre en los arroyos llega hasta los puentes sobre la Ruta 15 (Las Conchas y La Palma) y hasta la Riviera, destacándose la ausencia de monte indígena en Las Conchas hasta la ruta debido a este efecto del agua salobre. Sin embargo el productor agropecuario PAg3 dijo que desde hace aproximadamente 10 o 15 años han aparecido ceibos (*Erythrina crista-galli*) aguas abajo de la ruta hasta muy cerca de la desembocadura de la laguna.

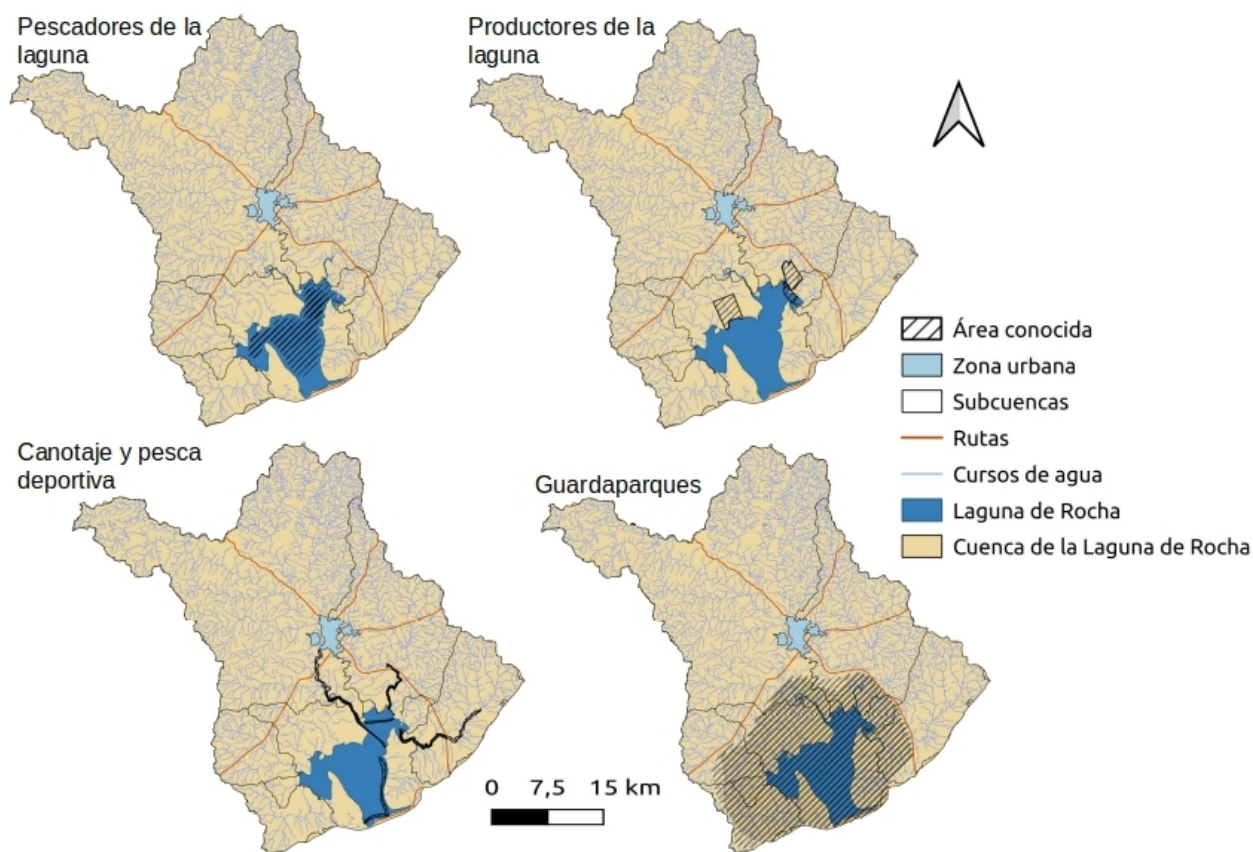


Figura 1.8. Área recorrida habitualmente por los actores entrevistados de la cuenca de la Laguna de Rocha.

3.5.3 Plantas, algas y fitoplancton

No se observó una distinción clara entre algas, microalgas y plantas, pero se describieron varios tipos: “borlita” (o “bolita”, posiblemente *Aphanothece* sp), “limo verde como pelo”, “el alga de mar” (“la de los buñuelitos”, *Ulva* sp), “pasto gallareta” (o “pasto gallineta”,

Ruppia maritima), “pasto arroz” (o “pasto dulce”), “lodo como algodón”, “borra”. En cuanto a la abundancia, frecuencia de aparición y la permanencia fue descrita de forma diferente y/o complementaria por los actores: la presencia de grandes masas de macroalgas o plantas siempre existió, aunque asociada fundamentalmente a períodos de bajo nivel de la laguna y alta temperatura; hubo un aumento en la abundancia de macroalgas o plantas con el paso del tiempo; hubo una mayor permanencia de las mismas, es decir que los períodos de presencia de macroalgas o plantas se han extendido. También se describió la aparición de algunas macroalgas que antiguamente eran muy poco frecuentes, así como cambios en la distribución del pasto gallareta (*Ruppia maritima*) fundamentalmente asociados a variaciones en el nivel de la laguna y a su interacción con las algas (Tabla 1.6). Como eventos más puntuales se describió la aparición de grandes masas de “borlita” (posiblemente *Aphanothece sp*), que se acumularon en el bolsón del norte y cerca de los Noques, siendo considerables aproximadamente en el año 2018. También se describió por algunos actores un evento de intrusión de agua desde el océano a la laguna con una floración de cianobacterias proveniente del Río de la Plata en verano de 2019. Parte de esta floración ingresó por la barra de la laguna y se depositó en la costa de la barra y su cercanía (Figura 1.9).

3.5.4 Apertura de la barra arenosa

La gran mayoría de los entrevistados manifestaron que la apertura de la barra funciona como un mecanismo de limpieza de la laguna de lo que llega desde aguas arriba y de grandes cantidades de algas que se desarrollan en la misma, así como de intercambio de especies con el mar. Algunos de ellos expresaron su preocupación y la necesidad de flexibilizar el proceso de toma de decisión de la apertura de la barra para no permanecer por períodos tan prolongados con altos niveles de agua. Otros manifestaron que una correcta apertura garantiza que la laguna se mantenga abierta más tiempo, así como la noción de “acatar para proteger el bien mayor” (PAg1 en referencia al Protocolo de apertura artificial de la barra). Como señala un pescador artesanal:

No es conveniente que después de grandes lluvias la laguna permanezca cerrada mucho tiempo, porque todo ese material orgánico e inorgánico que tiene, porque tiene tierra y material orgánico de los campos, se comienza a depositar en el fondo de la laguna. A través de los días llega a asentarse. Y la mayoría de las veces eso no es bueno para la laguna. Lo bueno es que se abra y que eso se vaya todo y limpie (PAr5).

3.5.5 Mortandades

Las primeras grandes mortandades de peces que se describieron fueron aproximadamente en 1975, asociadas a la siembra de papas (PAR5). Posteriormente, aproximadamente en setiembre de 2018 se observó una gran mortandad de berberechos y almejas en el bolsón del norte de la laguna, posiblemente asociada a los efectos de la gran masa de algas referida previamente (PAg1). También se describieron algunas mortandades adjudicadas a efectos de cambios en la salinidad, al descarte de pesca o captura por las aves (PAR2, PAR5, G2). Adicionalmente se describió para el arroyo La Palma, entre el puente de la ruta 15 y el puente ferroviario una gran mortandad de peces y caracoles, acompañada de una gran cantidad de “algas verdes como pelos” en verano de 2018, adjudicada por el entrevistado al efecto de la fumigación de los campos cercanos (C1) (Figura 1.9).

Tabla 1.6. Relatos en relación a los cambios en las algas y plantas en la Laguna de Rocha.

ALGAS Y PLANTAS

Lo que se nota a veces los fertilizantes, por los pastos. Y por el musgo y ciertos pasto que antiguamente aparecían en época muy yo qué se,... de repente por mucha seca o cosas así, ahora prácticamente es todo el año y yo que he vivido toda la vida lo noto y por lo que escucho hablar es por los fertilizantes. Ahora apareció un poco más una que le decimos pasto borlita, un alga con una bolita es verde. Esa ha aparecido un poco más que yo la conocí más en la laguna Garzón. Ahora, el año pasado, creo que hubo un poco más de esa acá en la laguna. Pero el año pasado hubo de esa alga que antiguamente acá muy rara vez se vio. El año pasado hubo bastante. En la varillas quedaba, si ibas navegando quedabas varado arriba como pasa en Laguna Garzón. Los otros pastos que he visto siempre estuvieron. A veces, como le digo, aparece un poco más cantidad. Ahora se mantienen un poco más, que digo yo que es por los agroquímicos y todo eso, pero son las de la laguna nomás (PAr1).

Se junta una que nosotros le decimos borlita, es una como un agua viva, pero verde, verde fuerte como el pelotita, como una gelatina y eso es de contaminación, dicen que sí, esa viene a veces. Y después la que crecen son diferentes clases, pero hay una que crece como alta, así como pasto de arroz, que le dicen el pasto dulce, que esa crece cuando queda en el fondo mucho el fumigante, eso queda asentado, queda en el fondo y hace crecer otras cosas más. Y cuando viene un viento y viene todo eso, arrastra y la arranca, pero después semilla y vuelve a crecer en otro lado. (CUANDO ERAN CHICOS) La borlita en determinados lugares había. Pero ahora hay años que se ha visto, un año nomás, hace como dos o tres años allá por el lado de lo de Tiznez fue fabuloso, no podíamos ir a pescar. El pasto ese también, se criaba en la boca de los arroyos y no salía de allá pero estos últimos años todo hasta acá se ha criado. Es el pasto eso que te digo fue como un alga que crece abajo, como el pasto gallineta que comen las aves. Ese se ha criado hasta arriba del agua, después queda como una cebada, porque es tanto el pasto que hay que el agua no se mueve. Ahora hay cada vez más, igual que el limo ese verde, como pelo largo verde. Se ha visto más pasto, más criado, que dicen que es por culpa de eso. En primavera y verano es cuando hay más (PAr3).

Hay como un limo verde, redondito, como una gelatina, incluso se seca y queda bien verde oscuro, después el pasto de gallineta y es común que haya también el alga de mar, las que hacen los buñuelitos, esas entran con las corrientes de las aguas y entran apiladas. Otro tipo de pasto que hay es en la entrada de los arroyos a la laguna, ese queda prendido en el fondo. La gelatina verde siempre estaba ahí desde que empecé a pescar, siempre ha estado. En épocas no hay. El gallineta más bien en primavera hay. Y en primavera verano sale mucho pasto, mucha cosa en las mallas. En invierno está mejor, está más limpio, en verano sale como del fondo los arroyos, claro, que van a la laguna. No sé, la calor será, la temperatura del agua (PAr2).

Y fíjate que pasó toda la temporada con agua suficiente. Son muchísimos meses. Inclusive que ha tenido cambios impresionante como ser el alga que que se criaba antes, ya casi no se ve. Habían tipos distintos de algas. Había una fina larga que parecían hilos que se amontonaba mucho. Como pelos verdes largos. Hay otro pasto que se crían en el piso de la laguna, en el fondo, que es el que comen las aves y lo comen mucho. Le llamamos el pasto a la gallineta, porque la gallineta lo arranca del fondo. Sí hay, pero está escaseando mucho. Casi que se está perdiendo la mayoría de los lugares donde se reproducía, muchos se han perdido. Y se encontraba mucho eso en lugares como ser el bolsón de los Noques, El Bolsón de la Palma y después sobre muchos el albarbones que había poca corriente también. Y ahí crecía muchísimo. Y ahora parece que ya no crece tanto, lo mata el otro, que es como un lodo, como un algodón, y se empieza reproduciendo otro que es como un algodón que es un gris clarito, marrón bien clarito, medio gris y comúnmente en esos lugares se junta, viste y se hace colchones. O sea cubre eso, entonces no respira abajo el piso porque lo tapa y no respira. Y ahí muere el berberecho, muere el muergo. El pasto no se reproduce porque la semilla muere y no tiene los rayos solares, entonces eso es malo para la laguna, eso es malísimo. En este momento hasta acá llegan y ya las corrientes no lo llevan porque viste que es algo pesado que queda, tiene que ser una corriente fuerte para que lo arrastre. Y eso se puede evitar con muchas abierta de barra o con mucho volumen de agua. Yo los cambios que noto más es el tema este de las algas como te digo, que realmente me preocupa más. Cuando yo era chico algas largas y el pasto gallineta era lo que yo notaba (PAr5).

Lo que hubo hace unos años, que por suerte ahora no está más era como una cosa gelatinosa verde. Eso hubo mucho y cuando bajaba igual quedaba entre el barro, se volvía a subir al agua y se reproducían y era un olor a podrido... Fueron como dos o tres años, que incluso salías en el kayak y para aquel lado no había forma de ir. Y eso me parece que después que la laguna estuvo crecida y se abrió, se fue. El año pasado no se formó. Viste que el año pasado y este estuvo mucho tiempo la laguna muy crecida. Y yo creo que ahí cuando descargó bien, ahí fue que se fue. Ahora no he visto. También hay pasto gallareta y otro que es como pelitos verdes. Lo que noté, por ejemplo, ahora que estuvo crecida, que te bañabas en el muelle, que en el fondo se formó pila de pasto gallareta, de ese sí para mí se formó más porque yo pisaba y pisaba el barro. Y ahora pisaba el pastito (PAg1).

En relación a los fertilizantes que puedan afectar la laguna que puedan producir la explosión de algas, yo me acuerdo de niño de calar una red y no llegar al fondo con la red de la cantidad de algas que había y en aquella época no había cultivos, no había fertilizantes, no había nada. Eran algas filamentosas que crecen en la laguna, sucede cuando hay niveles bajos y temperatura elevada de la laguna, sobre todo yo creo que las algas dependen mucho de la temperatura. Cuando no ha habido apertura, que no ha habido arrastre que las saque para afuera y hay temperatura elevada ahí se producen en cantidades que son muy importantes (PAg2).

Todos los veranos hay por las temperaturas esas algas que los pescadores les dicen pastos, "que les empastan las redes", no se si sea la misma cantidad de siempre, si la cantidad es normal o si hay más o menos no lo se. Pero casi todos los veranos se da. Muchas aves se alimentan de eso, pero puede variar según la cantidad de aves que haya (G2).

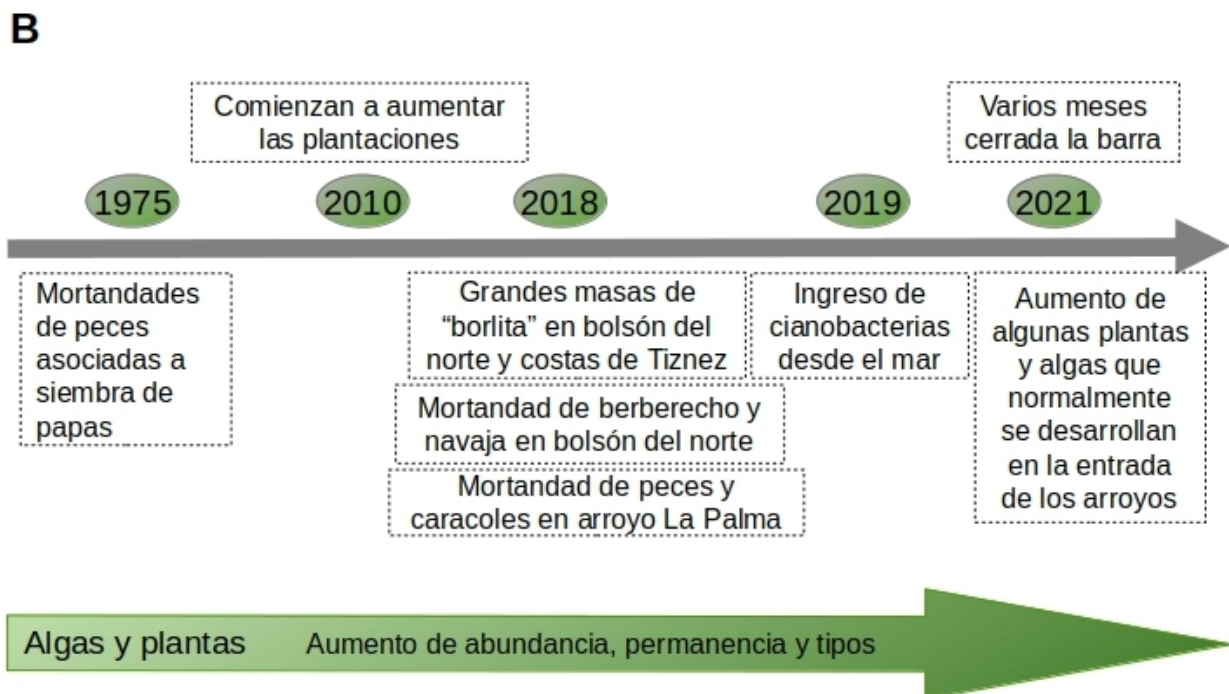
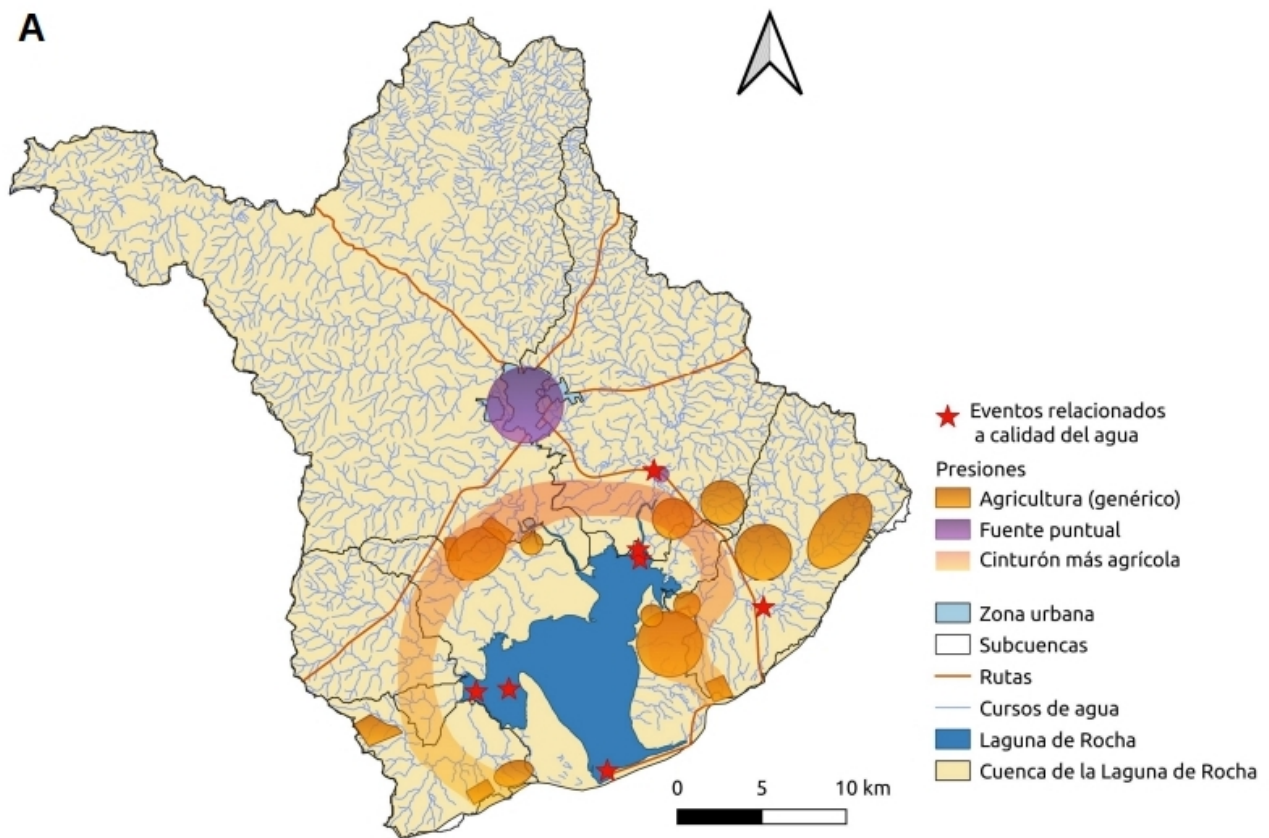


Figura 1.9. Presiones antrópicas y eventos relacionados a la calidad del agua de la cuenca de la Laguna de Rocha según el Conocimiento Ecológico Local: A) mapa y B) línea de tiempo de los aspectos más destacados. Sobre la línea de tiempo se indican algunas posibles causas y debajo los eventos.

3.5.6 Deterioro de la calidad del agua

Algunos entrevistados identificaron un deterioro de la cuenca y el reflejo de ello en la laguna; otros no, aunque refirieron posibles fuentes de contaminación o presiones sobre la calidad del agua. Los ítems mencionados fueron principalmente el efecto de los usos agrícolas y el vertido del saneamiento de la ciudad de Rocha al arroyo del mismo nombre (Figura 1.9). Además fue mencionado el efecto de la industria papera que se encuentra sobre el arroyo Las Conchas en la ruta 15 y el embalse de OSE sobre el arroyo La Palma, así como las aperturas que no son eficaces para realizar una descarga de la laguna hacia el mar en forma adecuada.

Respecto a los usos del suelo de la cuenca se destacó que es una cuenca con usos más bien ganaderos, aunque existe un cinturón en la parte alta de la laguna donde se realizan usos agrícolas que podrían estar presionando sobre la calidad de agua. Varios actores identificaron algunas zonas de mayor frecuencia de uso agrícola (en forma genérica), incluyendo algunas cercanas a la laguna o a sus principales tributarios. Varios actores destacaron la ausencia del MGAP en realizar controles en los campos. Otro de ellos destacó que hace un tiempo se realizaron controles en algunas zonas del AP mediante imágenes satelitales, identificando en general un cumplimiento de los Planes de Uso y Manejo de suelos, aunque se detectó un incumplimiento de algunos predios de la distancia que se debe mantener respecto a los cursos de agua (3%). El comienzo del deterioro y su reflejo en la laguna fue visualizado por un actor aproximadamente en 1975 relacionado a la siembra de papa, pero consideran que se ha acentuado en la última década con la intensificación de los usos agropecuarios (Tabla 1.7).

Otros aspectos destacados como parte del deterioro fueron la presencia de la carpa (*Cyprinus carpio*), especie exótica e invasora que desde hace varios años se encuentra en la laguna. Esta especie no es de uso comercial y tiene alta capacidad de competir con las especies propias de la laguna. En los últimos años se ha observado un aumento muy importante de la misma lo que se manifestó como una preocupación por parte de los entrevistados.

También se destacó el aumento considerable del número de pescadores tanto en la zafra del camarón como el resto del año, que se viene dando en los últimos tiempos debido a la falta de controles de la entidad responsable (DINARA). Este hecho preocupa fundamentalmente por la extracción de los recursos pesqueros, la competencia desleal a la hora de fijar los precios de los productos pesqueros, el deterioro de la laguna mediante

la colocación de varas que no son retiradas luego de la zafra, así como por la caza furtiva asociada y el aumento en el uso de motores 2 tiempos en la laguna, con el aumento de la contaminación del agua por combustibles.

Fue destacado también como un aspecto preocupante para algunos actores, la rigidez en el proceso de toma de decisión de la apertura artificial de la barra de la laguna. Se destacó lo sucedido recientemente, dado que la laguna permaneció varios meses con mucha agua pero sin cumplir las condiciones que gatillan el proceso de apertura. Esto provocó algunos inconvenientes, entre ellos la acumulación de algas y plantas, y el aumento en la abundancia de plantas que habitualmente crecen en la entrada a los arroyos.

Tabla 1.7. Relatos en relación al deterioro de la calidad del agua de la cuenca de la Laguna de Rocha.

DETERIORO Y SUS CAUSAS

Entre La Palma y Las Conchas hace como diez años que están plantando ahí y cada tanto plantan soja, sorgo y lo cosechan y ahí van cambiando las tierras, van plantando distintas cosas según la época (C1).

Hasta hace unos días estaba amarillo, amarillo, ahora está bien verde. Venía hasta la orilla del arroyo el tractor echando. Pues como le digo, a mí me asusta, por eso lo veo que queda amarillo el pasto, con algo lo queman y al poco tiempo está verde. Pero eso que mató el pasto algo es, no es normal. Son praderas más que nada sí. Pero son cosas que no pertenecen a este lugar y como área protegida creo que no se puede hacer tampoco, digo yo no se. Pero de a poco esas cosas tendrían que terminar y al contrario. En La Palma allá también hay otro lugar que hasta papa han plantado y soja y todo y está bastante cerca de la Laguna también. Y ahí siempre están, o plantan papa, o plantan soja o hacen pradera, y aparte de aquí cerca de Laguna hasta el carretero está (PAr1).

De repente, en algún arroyo tu ves más vida que en otros, sobre todo en el arroyo de Rocha increíblemente la verdad que pensé que iba a ser menos porque quieras o no ahí viene todo lo de la ciudad de Rocha, todo del saneamiento y después del proceso lo mandan al arroyo. Y en los otros arroyos también se hace solo ganadería no hay soja y esas cosas, lo único que está acá es la papera, que eso sí, no sé donde plantan, si acopian ahí, o es algo que hacen en otro lado (C2).

No tengo ni idea si hay algo plantado. Yo te digo los arrastres de agua vienen de allá arriba por determinado lugar, por las cañadas. De donde vienen? No se, en la laguna no hemos visto plantaciones (PAr3 y PAr4).

Los cambios en los campos están pasando porque no hay capacidad de control. El Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, que también brilla por su ausencia, porque aquí yo nunca he visto venir a un inspector aún, nunca he escuchado que haya venido algún inspector del ministerio que venga cuando estén haciendo aplicaciones, que vienen los mosquitos y aparecen apilados ahí en cualquier otra época del año. También parte del punto es que los productores son los más poderosos del país. Entonces el Ministerio obedece al poder y ahí tenemos una dificultad grande, grande, grande, pero como sociedad no se ve (G1).

No he visto mucho cambio, donde ves que hacen agricultura, más o menos es en los mismos lugares que hacen todos los años y lo otro es más campo (NATURAL). Sinceramente así cambios profundos no. Sé que hay más y que cada vez es peor el tema del aporte de nutrientes. Me imagino que esa vez del afloramiento de la gelatina verde quizás fue porque había muchos nutrientes (PAg1).

La Facultad de Ciencias ha analizado el agua a la salida del arroyo y está bastante bien, hay mucho camalote en el arroyo y detoxica bastante todo lo que pueda traer. Las aguas servidas de Rocha tienen piletas de decantación, antes de tirar en el arroyo se pasa por piletas de decantación, o sea que ya cuando va va bastante bien. Yo creo que con los cultivos que hay en la laguna y los fertilizantes que se utilizan y los niveles de fertilización nuestros por año, si uno pone nitrogenado 70 Kg/año de urea parece un montón y en Nueva Zelanda ponen más de 10 veces eso y ahí si han afectado porque la fertilización con nitrógeno es muy importante, pero acá con lo que echamos... Hay otros productores que hacen algo de agricultura, soja en la cuenca, pero a mí entender no he visto que afecte. He visto las cañadas y están llenas de mojarritas y peces, batracios y de todo, como que no hay una afectación por el fertilizante que se utiliza en los cultivos, que tampoco son tantos en la laguna, no hay un área tan considerable de agricultura en la laguna. Como área agrícola Rocha es agrícola cuando los precios son muy buenos. Acá los índices (CONEAT) son bajos en los campos y en general cuando viene un precio muy bueno se puede plantar, pero cuando no, no es suficiente, no rinde mucho, por lo tanto no hay tanto cultivo (PAg2).

Cuando empecé a notar contaminación de la laguna fue en el 75 en adelante, digamos. Ahí fue cuando se vio, se empezó a notar, claro y bueno, y de ahí hasta ahora como que iba aumentando cada vez más. Antes vamos a suponer, aparecía pescado muerto, aparecía pescado enfermo cuando había una plantación de papas muy cerca a la laguna o en los afluentes. Pero ahora podemos notarlo en cualquier época del año y sin haber papa... Mortandad específica digamos de hace muchos años que no veo... Esto (CAMBIOS EN ALGAS) tiene 12 años más o menos, pero vino mucho cuando comenzó la plantación de soja, que yo pienso que eso influyó mucho. Después tenemos algo de que nadie quiere que se nombre pero, pero es una realidad, las aguas servidas de la ciudad de Rocha que vienen hasta la laguna... Hubieron plantaciones de soja hasta la orilla de la laguna ahí en el bolsón de la Palma. Había un plantío grande, grande, que comenzaba cerca de la ruta y llegaba a la orilla la laguna y estuvo un montón de tiempo... (PAr5).

Hay zonas de mayor intensificación. "Lomas" tiene suelos más profundos, ahí se usa para agricultura. Y hay una zona un poco más alta que es en la que se hacen los usos agrícolas, va variando porque van haciendo las rotaciones. Pero se mantienen bastante dentro de los planes de uso (G2).

Yo lo que veo en esta área protegida, si le podemos llamar área protegida, porque Paisaje Natural protegido pero hacen agricultura y usan glifosato y aparentemente por suerte no anduvieron bien los cultivos agrícolas, porque estos campos los compraron inversores extranjeros casi todos los linderos, y los arrendaron y plantaron soja y trigo pero no son suelos buenos para eso, por suerte volvieron a la vocación que tienen estos suelos que es la ganadería (PAg3).

Y mucha pradera artificial y mucho mejoramiento. Donde puedes meter mano y meten, meten chacra, pero en realidad mete, mete mejoramiento y después si pueden meten chacra, pero más generalmente mejoramiento. La vegetación sobre todo desaparece, porque claro que muchas quemadores y o herbicida arrasan con lo que hay para cultivar algo nuevo. Eso es común. Por dentro y por fuera del área también... (G1).

Algún químico echan, le echan apilado. Agarras para el arroyo La palma, sigues para arriba. Ese arroyo viene a dar al balneario Santa Isabel. Y cuántas veces se ven las avionetas fumigando ahí. Yo la he visto, yo las he visto. Y al igual que ese pescado que yo te estaba diciendo eso para mí que es de las porquerías esas que echan... Y ahí tienes una papera (en Las Conchas), ahí que lavan y algo irá también por los caños para allí (PAr2).

3.5.7 Acciones que podrían contribuir a la solución de las problemáticas planteadas

La gran mayoría de los entrevistados coincidieron en la necesidad de hacer cumplir la normativa ya existente relacionada a los usos del suelo, agua y pesca, así como fortalecer los controles en el campo que permitan detectar irregularidades y marcar presencia de las instituciones en el territorio. También se destacó la necesidad de fortalecer los lazos interinstitucionales para una gestión más integral. A nivel más concreto se planteó hacer más hincapié en el control de los afluentes a la laguna, controlando los cultivos, las distancias a los cursos de agua y las posibles fuentes de contaminación. También se propuso que de contar con una normativa de calidad del agua más exigente se debería comenzar a “tallar” (G2) a nivel de cuenca.

Adicionalmente algunos actores plantearon la necesidad de flexibilizar el proceso de toma de decisión para la apertura artificial de la barra de la laguna como forma de que no permanezca tanto tiempo inundada, sin perder el objetivo de lograr una apertura exitosa. Por otra parte, en relación a este proceso uno de los entrevistados destacó la colocación de reglas y pluviómetros que se viene realizando en la cuenca en coordinación MTOP, IDR y SNAP para contar con información distribuida espacialmente de los caudales de la cuenca y precipitación, lo que además permitirá dar mayor transparencia al proceso de toma de decisión de la apertura artificial de la barra. Se destacó también la necesidad de que haya “técnicos que escuchen más” (PAr5), así como de dar a conocer el área protegida a la población para “sensibilizar y valorar” (C2), lo que podría brindar oportunidades de desarrollo asociadas al turismo de conservación.

4. DISCUSIÓN

4.1 Calidad de agua en la cuenca de la Laguna de Rocha en el período actual según variables físico-químicas

En general los mapas de calidad de agua generados con diferentes criterios presentaron coincidencias espaciales en los sitios evaluados. Los arroyos que mostraron un mayor deterioro de la calidad del agua fueron La Palma y Las Conchas, destacándose según la clasificación de Lamparelli (2004) como supereutróficos para Clo-a y PT y superando los niveles guía de NT y PT establecidos por la Mesa Técnica del agua (DINAMA, 2017). Adicionalmente estos arroyos fueron los que presentaron una mayor concentración de NT

y PO₄ y menor porcentaje de saturación de OD. A su vez, los sitios ubicados sobre la Ruta 15 presentaron una mayor conductividad promedio debido al ingreso de agua salobre desde la laguna, coincidiendo con lo descrito por otros autores (Rodríguez et al., 2008; Arocena et al., 1996; Pintos et al., 1991). Sin embargo, a pesar de este efecto de intercambio de aguas fueron los arroyos que presentaron las mayores concentraciones promedio de nutrientes.

Para la subcuenca del arroyo Rocha se observó un mayor deterioro de la calidad del agua aguas abajo de la ciudad de Rocha respecto a aguas arriba, obtenido a través de las 3 representaciones de estado trófico. Se observó una reducción del porcentaje de saturación de OD, un aumento de la Clo-a y de los nutrientes totales y disueltos, así como de los coliformes termotolerantes. Estas tendencias son coincidentes con las observadas en trabajos previos tanto para nutrientes, coliformes termotolerantes y OD (Rodríguez-Gallego et al., 2010; Arocena et al., 1996; Pintos et al., 1991).

A pesar de que la concentración de nutrientes fue elevada en algunos de los principales tributarios, las variables relacionadas a la calidad del agua en la Laguna de Rocha presentaron valores menores. Los sitios norte y centro de la laguna presentaron variables con valores más elevados respecto al sur de la misma, lo que se vio reflejado en mayores valores de estado trófico. Esto se debe a un gradiente norte-sur de distribución de masas de agua relacionado al ingreso de agua dulce desde la zona norte con mayor concentración de nutrientes y sólidos en suspensión, y al ingreso de agua de mar por el sur en forma intermitente cuando se produce la apertura de la barra arenosa (Conde et al., 2002; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Adicionalmente el arroyo Rocha, con menor concentración de nutrientes respecto a los arroyos La Palma y Las Conchas, presenta un caudal bastante mayor respecto al resto de los arroyos de la cuenca (Arocena et al., 1996), lo que determina la llegada de agua con menor concentración de nutrientes que también podría contribuir a la dilución.

Los valores de clorofila en general se encontraron entre oligo y mesotróficos para todos los sitios de la cuenca de la Laguna de Rocha, sin embargo la concentración de nutrientes, principalmente PT se encontró en un rango de eutrófico a hiper o supereutrófico, dependiendo de la clasificación utilizada. Esto podría tener varias interpretaciones: por un lado cabe preguntarse si los índices de estado trófico empleados son adecuados para nuestros sistemas, dado que algunos fueron generados en climas diferentes al nuestro (Goyenola et al., 2015) en el caso de los arroyos y para lagos

profundos y no para lagunas someras con intercambio de agua con el mar. Además, es posible que nuestros ecosistemas acuáticos, cuenten con otros procesos ecosistémicos capaces de mantener la calidad del agua a mayores concentraciones de nutrientes. Algunos de esos procesos podrían ser generados por ejemplo en los humedales y bosque ripario (Osborne & Kovacic, 1993; Vymazal 1995; Mitsch y Gosselink 2000; Naiman et al, 2005; Dodds & Oakes 2006), así como por el intercambio de agua de la laguna con el mar (Conde et al., 2000; Duarte et al., 2002; Young and Potter, 2002; Saad et al., 2002; Suzuki et al., 2002; dos Santos et al., 2006; Reese et al., 2008; Santangelo et al., 2007; Schallenberg et al., 2010; Bertotti Crippa et al., 2013; Roselli et al. 2013; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Asimismo, es posible que en la laguna, los mayores niveles de nutrientes no necesariamente favorezcan el crecimiento del fitoplancton, sino de otros productores primarios que no fueron evaluados en este trabajo, como por ejemplo plantas sumergidas, macroalgas y fitobentos (Rodríguez-Gallego et al., 2010, 2015; Conde et al., 1999). Sin embargo, cuando se comparó la clorofila-a del fitobentos en la laguna entre 2002-2006 y 2015-2020 no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (DINACEA et al., 2021), por lo que al menos este proceso no parece estar ocurriendo en la laguna. En lagunas costeras salobres muchas veces los productores primarios que se desarrollan son las macroalgas y no necesariamente el fitoplancton, debido a que ingresan con el agua marina y encuentran un ambiente cálido y rico en nutrientes, pudiendo desarrollar biomásas muy elevadas (McGlathery, 2001; Viaroli et al., 2010; Piñón-Gimate et al., 2008).

Otra posibilidad que no debería ser descartada, es que los índices empleados estén efectivamente alertando sobre el potencial de desarrollar síntomas de eutrofización más severos, y que el sistema esté acercándose al umbral de nutrientes que puede disparar un cambio de estado en la abundancia de los productores primarios. Christia et al. (2014) plantean que las lagunas costeras son sistemas muy variables, donde sus comunidades están sometidas a múltiples estresores, como cambios de salinidad, intercambios abruptos de masas de agua y en la trama trófica, por lo que es difícil de identificar cuando se encuentran en un proceso incipiente de eutrofización o cuando estos cambios son parte de la variabilidad natural. Pérez-Ruzafa et al. (2019) encontraron que la laguna Mar Menor mantuvo muy buenos indicadores de calidad del agua (alta transparencia y baja clorofila en agua) durante muchos años, pese al gran incremento de la carga de nutrientes recibida de una cuenca con agricultura intensiva debido a diferentes mecanismos internos

relacionados a la estructura de la trama trófica y al comportamiento de los nutrientes en el sedimento. Con estos antecedentes en lagunas similares, los elevados índices de estado trófico principalmente de PT, deberían tomarse como alertas para establecer medidas para reducir la llegada de dicho nutriente a los ecosistemas acuáticos que luego drenan a la laguna, y a mantener el proceso de intercambio de agua con el mar en un estado lo más natural posible.

Igualmente, parece necesario poder contar con índices de calidad del agua adecuados a los sistemas acuáticos locales, que incorporen los principales grupos de productores primarios y variables fisicoquímicas del sedimento, que permitan generar previsiones de cambio en la calidad del agua. Éstos deberían ser sensibles para detectar tempranamente los efectos en la calidad del agua relacionadas a cambios en los usos del suelo de la cuenca o a otros cambios posibles, como en la dinámica hidrológica y la temperatura del agua producto del cambio climático.

Para el uso de estos índices se considera de especial importancia que los mismos sean acordes al tipo de sistema desde el punto de vista de sus características hidromorfológicas (Giordani et al., 2009; Christia et al., 2014). Alguna de las limitaciones que se le reconoce al uso de estos índices es que su aplicación no siempre otorga una clasificación unívoca (Acquavita et al., 2015; Christia et al., 2014), es decir dependiendo del índice o del tipo de variable que se utilice se puede obtener una categoría u otra de estado trófico, por lo que se debe ser cuidadoso de no realizar una sobresimplificación al clasificar dichos sistemas.

Al comparar los índices de estado trófico entre sí, también surgen aspectos sobre cómo éstos están contruidos, que deben ser tenidos en cuenta a la hora de interpretarlos. Por ejemplo, cuando se compara entre metodologías de análisis es necesario destacar que Lamparelli (2004), Dodds et al. (1998) y Vollenweider y Kerekes (1982) utilizan la media aritmética de las variables, a diferencia de Salas y Martino (2001) y DINAMA (2017) que utilizan medias geométricas. Esto puede agregar algunas diferencias en cuanto a que la media geométrica es menos sensible a los valores extremos, por lo que en general suaviza los resultados. Este aspecto es muy importante cuando se considera que las floraciones algales, así como la concentración de P, suelen tener comportamientos pulsátiles (Haakonsson et al. 2020; Goyenola et al., 2015 respectivamente), donde pueden alcanzar valores extremos durante cortos períodos de tiempo, pero aún así representar síntomas de eutrofización severos. A su vez puede ser importante si lo que se

busca es distinguir entre subcuencas afectadas e identificar las de mayor deterioro, por ejemplo para establecer medidas de manejo diferencial.

Finalmente, vale la pena destacar que estas comparaciones entre sitios fueron realizadas a nivel de concentración, sin embargo sería necesario complementar estas observaciones con datos de caudal, lo que permitiría estimar la carga de nutrientes y sedimentos que llega con determinada frecuencia a la laguna desde cada subcuenca (Rodó, 2016; Calliari et al., 2022). Estas estimaciones podrían contribuir a la planificación de los usos en el territorio.

4.2 Evolución de calidad de agua en la cuenca de la Laguna de Rocha según las variables fisico-químicas

Cuando se analizaron los datos a lo largo del tiempo se observó un aumento estadísticamente significativo y de alta magnitud de la concentración de PO₄ y PT en el arroyo Rocha aguas arriba de la ciudad y en el arroyo Las Conchas. El arroyo Las Conchas además presentó un aumento en la concentración de NT y una reducción del OD, así como un aumento importante de la relación PO₄/PT y algo menor de NID/NT.

Respecto al sitio aguas arriba de la ciudad, el aumento de los valores promedio podría ser explicado en parte por un aumento de la superficie destinada a agricultura en la subcuenca del A° Rocha, que si bien porcentualmente en relación a la superficie de la subcuenca es baja, pasó de 1694 a 2773 has (3,1 a 5,1 %) en el período 2005-2015. Sin embargo la relación PO₄/PT permaneció igual para los dos períodos estudiados.

El aumento de la concentración de nutrientes en el arroyo Las Conchas podría estar relacionado a cambios en el uso del suelo de esa subcuenca, con un aumento de contaminación por fuentes difusas, dado que el área destinada a agricultura aumentó de 15 a 21% en la subcuenca en el período 2005 a 2015. Adicionalmente se observó un aumento considerable de la relación PO₄/PT (y en menor medida NID/NT), lo que podría estar indicando los efectos del enriquecimiento de P en el suelo más superficial por el uso de la siembra directa ocurrida en los últimos años y su posterior pérdida por escorrentía superficial (Sharpley, 2015; Perdomo et al., 2015; Barreto et al., 2017; Piñeiro, 2021). Este arroyo recibe además los aportes puntuales de efluentes urbanos e industriales, como los efluentes de la industria papera ubicada sobre la Ruta 15 y las aguas de la cañada del Ejido (Rodríguez et al., 2008; Rodríguez-Gallego et al., 2010), donde se vierten los

efluentes previo tratamiento parcial del Frigorífico Copayán que se encuentra en un proceso de ampliación de sus capacidades, siendo la faena anual de bovinos creciente, pasando de 36251 a 62640 bovinos en el período 2007-2020 (INAC, 2007, 2020).

El arroyo La Palma no presentó cambios estadísticamente significativos en la concentración de nutrientes, aunque sí una reducción de la conductividad. Trabajos previos la identificaron como una de las subcuencas más afectadas, que recibía el aporte de nutrientes desde una planta procesadora de pescado ubicada sobre la Ruta 15 (Pintos et al., 1991; Arocena et al., 1996), esta planta desde hace décadas se encuentra cerrada. Actualmente, la alta concentración de nutrientes podría explicarse por un aumento importante del área destinada a agricultura, llegando a un 33% del área de la subcuenca en 2015, unido al aporte puntual de al menos un predio de cría intensiva de ganado vacuno con destino a producción de carne (OAN, 2022) y a algunos tambos. Es importante destacar el aumento del área agrícola en esta subcuenca en el período 2005-2015, ya que Rodríguez-Gallego et al. (2008) observaron un aumento del 50% de la agricultura para la misma desde 1997 a 2005.

Otro aspecto a destacar es que el arroyo La Palma se encuentra embalsado desde 2003 para la extracción de agua con fines de potabilización por OSE como fuente alternativa para la localidad de La Paloma. Este embalse podría generar una retención importante de los nutrientes, materia orgánica y sedimentos provenientes de la cuenca aguas arriba y reducir el flujo de agua y materiales desde la misma. Si bien en parte esto podría ser beneficioso para reducir el aporte de contaminantes a la Laguna de Rocha, a los efectos de un embalse para reservar agua para abastecer a la población puede ser contraproducente, favoreciendo el desarrollo de microalgas potencialmente tóxicas, así como comportarse como reservorio interno de nutrientes para el propio embalse (Illiarze, 2015).

No se encontraron cambios significativos en las variables consideradas en el arroyo Rocha aguas abajo de la ciudad, aunque se contó con muy pocos datos del período 2006-2009 y correspondieron todos a verano. El arroyo Rocha, aguas abajo de la ciudad, recibe los efluentes sin tratamiento terciario (remoción de nutrientes) del saneamiento de la ciudad capital, lo que posiblemente no haya tenido cambios sustanciales entre ambos períodos analizados y por tanto no haya afectado los valores de los indicadores de calidad del agua. Igualmente, esto debería ser corroborado con datos de la población conectada al saneamiento y de los vertidos de la planta de saneamiento de OSE.

Si bien la zona de la cuenca de la LR es categorizada como de aptitud baja a media para agricultura, en el período que va de 2000 a 2017 se identificó un aumento en la intensidad de uso (Gazzano et al., 2019), lo que podría ser explicado por el surgimiento de nuevas tecnologías y la mejora en los precios de los granos. Este proceso se da en el marco de un cambio a nivel país, en el que se describe que desde el año 2002 la agricultura en Uruguay se ha intensificado en las áreas tradicionalmente agrícolas y se ha expandido hacia nuevas zonas (Ernst y Siri-Prieto, 2015).

Estudios previos establecieron que bajo escenarios de aumento de la superficie agrícola en la cuenca de la LR se prevee un fuerte impacto sobre el uso conservación de la biodiversidad (Rodríguez-Gallego et al., 2012; Verrastro y Rodríguez-Gallego, 2019), así como la pérdida de un alto porcentaje de los servicios ecosistémicos de prevención de la eutrofización (Nin et al., 2016; Lescano et al., 2017; Ruibal, 2018) y control de la erosión (Nin et al. 2016). Por otra parte a mayor superficie de uso agrícola mayor es la pérdida de sólidos en suspensión, que pueden a su vez vehiculizar nutrientes particulados, pero también transportar nutrientes solubles en el agua de escorrentía debido al enriquecimiento superficial con fertilizantes de los primeros centímetros del suelo (Perdomo et al., 2015). Sumado a esto, en las últimas décadas se observó una reducción de la distancia de los campos agrícolas a los cursos de agua (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

La reducción de la conductividad del agua, que resultó estadísticamente significativa, aunque de baja magnitud, para los sitios del arroyo Rocha aguas arriba, Las Conchas y La Palma sobre Ruta 15 podría estar relacionada a cambios en el régimen de precipitaciones entre los dos períodos estudiados, lo que a su vez podría indicar un mayor riesgo de erosión del suelo y de aumento de los aportes difusos por agua de escorrentía. Sin embargo, en una exploración rápida de la precipitación registrada en la Estación Meteorológica de Rocha (INUMET) no se observaron grandes cambios que pudieran explicar dicha diferencia (Tabla 1.8). No se descarta, que la implementación de un protocolo que regula la apertura artificial de la laguna esté teniendo efectos en el régimen salino de la laguna, reduciendo su alcance hasta la desembocadura de los arroyos de las Conchas y La Palma, pero esto requiere evaluaciones específicas.

Tabla 1.8. Precipitación registrada en la Estación Meteorológica de Rocha (INUMET)

	2006-2009	2016-2020
Promedio (mm)	1250,4	1336,7
Desvío estándar	299,4	266,4
Máximo	1456,7	1618,2
Mínimo	809,6	964,4

Por otra parte, como se mencionó previamente varios autores preveen que el cambio climático potencie la eutrofización ocurrida por la intensificación de los usos del suelo a través de varios procesos (Moss et al., 2011; Ockenden et al., 2017; Goyenola et al., 2021; Meerhoff et al., 2022): donde aumenten las precipitaciones se espera que ocurra una mayor intensificación agrícola, mientras que en otras con menor disponibilidad de agua se desarrollarán embalses, con los consiguientes riesgos de aumentar la eutrofización. Asimismo en zonas de aumento de precipitaciones se espera un aumento de la escorrentía superficial con mayor exportación de nutrientes a los cuerpos de agua, que aumentaría hasta un 30% la carga de P exportada aunque la producción se mantuviera igual a la actual (Ockenden et al., 2017). Por otra parte en zonas de sequía provocaría la liberación del P acumulado en los sedimentos a la columna de agua (Jeppensen et al., 2009). Aunado a esto la mayor temperatura provocaría una mayor estratificación favoreciendo la disposición en superficie de algunos organismos en la columna de agua. También se prevee una modificación de las comunidades biológicas, con reducción del zooplancton (Meerhoff et al., 2007) y el consecuente menor control sobre el fitoplancton. Por su parte, Newton et al. (2014) destaca que los cuerpos semi-cerrados como es el caso de las lagunas costeras, son considerados puntos calientes de cambio climático, por lo que su vulnerabilidad sería aún mayor.

4.3 Calidad de agua en la cuenca de la Laguna de Rocha según el conocimiento ecológico local

Los actores entrevistados en general describieron no haber observado características relacionadas a un gran deterioro de la calidad del agua de la laguna o sus principales afluentes, aunque sí algunos eventos puntuales que podrían estar indicando síntomas tempranos de eutrofización. No se describieron floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, que hayan sido descritas como manchas de color verde en el

agua, excepto el ingreso de una masa que por intrusión marina llegó a la zona de la barra de la laguna en verano de 2019. Este evento coincidió con lo documentado por Kruk et al., (2019), donde se reportó la llegada de una gran floración desde el Río Uruguay hasta la costa de Rocha. Por otra parte, varios actores relataron un cambio que viene ocurriendo en la laguna desde hace varios años, de mayor abundancia de macroalgas y plantas sumergidas y/o de un mayor tiempo de permanencia de las mismas, que algunos relacionaron a un aumento de las plantaciones agrícolas en la cuenca. Sin embargo, esta observación no fue compartida por todos los entrevistados y algunos manifestaron que la laguna desde siempre ha estado así con aumento de macroalgas en períodos de mayor temperatura. Estas diferencias entre lo observado por algunos actores y lo relativizado por otros podría ser explicado por la dificultad de evaluar características de la calidad del agua en estados incipientes de degradación. Algunos autores refieren también una mirada más optimista de lo que sucede en su entorno por parte de los pobladores locales que lo evaluado por indicadores ambientales (Martínez, 2021; Audouit et al., 2019). Esto podría ser explicado por la dependencia del ecosistema que tienen los actores locales y la dificultad de admitir su degradación.

Adicionalmente fueron descritas grandes proliferaciones de “borlita” (masa gelatinosa verde) predominantemente en las zonas de los bolsones, que permanecieron por varios meses en la laguna y que habrían sido desplazadas con la descarga de la laguna hacia el mar. El evento del bolsón del norte es coincidente con observaciones realizadas durante los muestreos del Monitoreo interinstitucional de Lagunas Costeras, donde se identificaron grandes masas de *Aphanothece sp* (com pers Carla Kruk). Posterior a ello en el mismo sitio se describió un evento de mortandad de bivalvos que fue registrado también por Scarabino (2021). Posiblemente la descomposición de estas grandes masas de *Aphanothece sp* haya provocado una disminución del nivel de oxígeno disuelto en el fondo, provocando esta gran mortandad de bivalvos. La presencia de esta cianobacteria fue descrita con distribución en toda la Laguna de Rocha por otros autores (Conde et al., 2003; Conde et al., 2004; Rodríguez-Gallego et al., 2015; DINACEA et al., 2021).

A nivel de los afluentes principales de la laguna, los actores entrevistados también identificaron algunos eventos que fueron atribuidos por ellos al deterioro de la calidad del agua por intensificación de los usos agropecuarios y al uso de malas prácticas agrícolas. Sin embargo, es posible que también puedan deberse a períodos de sequía, bajo caudal

de los arroyos y a las intrusiones de agua salobre desde la laguna o una conjunción de dichas causas.

Los actores consultados han estado vinculados a la Laguna de Rocha o a sus principales afluentes desde hace muchos años, destacándose particularmente que los pescadores artesanales entrevistados llevan al menos 30 años pescando en la laguna. En general todos los actores presentaron un conocimiento claro de la distribución del agua en la laguna y los arroyos en cuanto al gradiente norte-sur de color, turbidez y salinidad, y el rol que desempeña la dinámica de apertura de la barra arenosa (entre otros), como efecto de lavado de lo que se acumula en la laguna proveniente de la cuenca. También identificaron una gran variedad de productores primarios en la laguna y en la desembocadura de los arroyos, siendo referida por varios de ellos una dinámica de mayor abundancia de los mismos durante los meses de mayor temperatura. También relataron un predominio de algunos productores primarios en períodos en que el nivel de agua de la laguna se mantiene alto por tiempo prolongado. Hallazgos similares fueron descritos en otras lagunas costeras trabajando sobre el conocimiento etnoecológico con pescadores artesanales, destacándose el conocimiento ecológico del sistema adquirido a través de la práctica pesquera (Lopes y Bozelli, 2014; Martínez, 2021).

A través de estas consultas se cubrió una superficie importante de la cuenca media y baja de la laguna, dado que los diferentes actores conocían bien distintas zonas. También se tuvo acceso a una mayor duración temporal y frecuencia de observación, según las actividades que desempeñan en relación a la laguna y sus principales afluentes, mientras que los pescadores en general recorren toda la laguna y con alta frecuencia, los productores agropecuarios conocen bien su predio y los predios vecinos pero no tanto los cuerpos de agua. Por su parte los guardaparques presentaron un conocimiento más extendido de gran parte del área de la cuenca aunque no tan profundo sobre la laguna misma y los actores que realizan canotaje y pesca deportiva tuvieron un contacto menos frecuente.

Si bien no se logró cubrir con entrevistas la zona alta de la cuenca es esperable que allí haya un menor deterioro de la calidad del agua dado que se desarrollan actividades que potencialmente tendrían un menor impacto sobre la misma (Rodríguez-Gallego et al., 2017). Los esfuerzos de esta tesis se centraron en identificar características asociadas al deterioro de la calidad del agua en la parte media y baja de la cuenca entendiendo que las actividades de mayor aporte de nutrientes (agricultura, aporte de efluentes domiciliarios e

industriales) se ubican en esta zona, y que la laguna por ser el cierre de la cuenca resume lo que ocurre aguas arriba. Interesa destacar que la cañada del Ejido, que desemboca en el arroyo Las Conchas, al pasar por la periferia de la ciudad recibe gran parte del saneamiento no regularizado, aguas pluviales y los efluentes de una industria frigorífica, a la vez que presenta relativamente bajo caudal, por lo que en general tiene alta concentración de nutrientes y otros contaminantes (Rodríguez-Gallego et al., 2010). Esta no fue referida en las entrevistas realizadas, posiblemente debido a que los actores entrevistados tienen un mayor vínculo con la cuenca baja y en general no estuvieron relacionados con la ciudad de Rocha.

Es interesante destacar la dificultad de abordar los aspectos de calidad del agua a través del conocimiento ecológico local, dado que la mayoría de los cambios son perceptibles a simple vista cuando el deterioro es de gran magnitud, no así en situaciones intermedias (Wnorowski, 1992; López y Bozelli, 2014). Sin embargo, las referencias de cambio en la dinámica habitual de macroalgas observada por actores locales vinculados a la laguna desde hace más de 30 años es un aspecto interesante a ser estudiado en futuros trabajos. Johannes et al. (2000) resalta la importancia de considerar el conocimiento de los actores locales, en particular de los pescadores artesanales más antiguos para comprender las dinámicas en torno a pesquería y a las variables ambientales a diferentes escalas temporales, siendo en muchos casos la única fuente de información disponible (López-Juambeltz et al., 2020).

Algunas actividades que se realizan en la cuenca fueron identificadas como posibles causas de deterioro y/o como posibles presiones sobre la calidad del agua, entre ellas se destacaron el aumento de las actividades agrícolas ubicadas en la cuenca baja y media, así como el efecto de los efluentes domiciliarios provenientes de la ciudad, el efluente de la papera y los cambios que pueda generar el embalse de OSE aguas abajo. Estas posibles causas han sido identificadas en trabajos previos a nivel local (Rodríguez-Gallego et al., 2010; Nin, 2013; Nardo et al., 2015; Rodríguez Gallego et al., 2017; Griffero et al., 2019; Pírez et al., 2020).

Es de destacar que el problema de la calidad del agua no es el más preocupante para los actores consultados, siendo en general las mayores preocupaciones las dificultades de la pesca artesanal y el proceso de toma de decisión de la apertura artificial de la barra. Esto también puede ser un indicador de que el estado de la calidad del agua de la cuenca no presenta un gran deterioro, estando centrada la preocupación en otros aspectos.

Desde el año 2016 y con mayor frecuencia desde el 2017 hasta la actualidad se realizaron muestreos de calidad del agua estacionales de la laguna y sus principales tributarios. A partir del análisis de esas muestras se han generado diversos informes técnicos (DINAMA et al., 2018; DINAMA et al., 2020; DINACEA et al., 2021). A pesar de realizarse grandes esfuerzos interinstitucionales para sostener la continuidad del monitoreo no se ha logrado volcar de forma apropiada la información a los actores locales asociados a los cuerpos de agua. Parece necesario establecer estrategias que permitan el acceso a dicha información en un lenguaje claro y en formato de divulgación.

5. CONCLUSIONES

Se identificaron las subcuencas de los arroyos Las Conchas y La Palma como las que presentan un mayor deterioro de la calidad del agua y coincidentemente fueron las cuencas con un mayor porcentaje de superficie destinado a los usos agrícolas. La subcuenca de Las Conchas presentó un aumento estadísticamente significativo de la concentración de PT, PO₄ y NT, a la vez que un descenso de la concentración de oxígeno desde el año 2006 a la actualidad. Las herramientas de mapeo en SIG de algunos índices de estado trófico permitieron visualizar en forma diferencial las cuencas más deterioradas.

Mediante CEL se describieron algunos eventos puntuales posiblemente relacionados al deterioro en la calidad del agua de la cuenca, así como una tendencia de aumento en la abundancia y/o mayor tiempo de permanencia de productores primarios macroscópicos en la laguna. También se describieron algunas posibles presiones o causas de deterioro de la calidad del agua de la cuenca, que en general son coincidentes con las zonas de mayor uso agrícola o de aportes urbanos e industriales.

La combinación de herramientas de calidad del agua físico-químicas y por conocimiento ecológico local permitió identificar coincidencias en las observaciones. Adicionalmente por CEL surgieron algunos aspectos interesantes a ser estudiados como son los cambios en la abundancia o en el tiempo de permanencia de los productores primarios.

CAPÍTULO 2: Modelación por coeficientes de exportación y SWAT

2.1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la intensificación del uso del suelo ha conducido a un aumento de la contaminación de nutrientes por fuentes difusas a los ecosistemas acuáticos, siendo éste un proceso que ocurre a escala global y también en Uruguay (Carpenter, 2005; Carpenter et al., 2011; Sharpley, 2015; Anguiano-Cuevas et al., 2015; Jarvie et al., 2017; Jordan et al., 2017; Rodríguez-Gallego et al., 2017; Aubriot et al., 2017; DINAMA, 2020; Goyenola et al., 2021). El aporte difuso de nutrientes a los ecosistemas acuáticos ocurre desde amplias superficies, se da de manera intermitente y no siempre es posible reconocer sitios de aporte predominantes. Generalmente se asocia a actividades agrícolas desarrolladas en grandes superficies y a eventos irregulares de precipitaciones intensas, pero también puede ocurrir por riego. Se diferencia de los aportes puntuales que tienen una ubicación restringida y fácilmente reconocible en el espacio, a la vez que suelen ser aportes con cierta regularidad en el tiempo (por ejemplo el vertido de plantas de tratamiento de efluentes urbanos). Mientras que las fuentes puntuales son relativamente sencillas de medir y regular debido que se pueden identificar y cuantificar fácilmente, las fuentes difusas ocurren en prácticamente todo el territorio, siempre que exista escorrentía que genere transporte de agua y partículas, y su importancia relativa va a depender del nivel del contaminante en el suelo. En consecuencia los aportes difusos son fuentes en pulsos generados en diferentes zonas del territorio, con gran dependencia de las precipitaciones intensas que generen escorrentía y por tanto son muy difíciles de cuantificar y regular (Carpenter et al., 1998).

Es evidente entonces que para manejar la problemática del aporte difuso de nutrientes con el fin de mejorar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos es necesario contar con información espacialmente explícita, que permita comprender las presiones sobre los ecosistemas y que sirva de insumo a la planificación de políticas y a la toma de decisiones (Rodríguez-Gallego et al., 2012; Maes et al., 2012; Manfrin et al., 2016). En general el aporte de nutrientes proveniente de fuentes difusas presenta una alta complejidad temporal y espacial para ser evaluado únicamente de manera empírica. Una alternativa en estos casos es el uso de herramientas de modelación. Los modelos son una simplificación de la realidad en cierto período de tiempo o dominio espacial, destinada a la

comprensión de un sistema real (Bellinger, 2004). Su aplicación a nivel de cuenca hidrográfica permite mejorar la comprensión de la interacción entre diferentes procesos que ocurren en distintos compartimentos ambientales (suelos, aguas subterráneas, zonas ribereñas, arroyos, ríos, lagos, embalses), y cuantificar el resultado neto (Kroeze et al., 2012). Los abordajes que combinan la relación calidad del agua y usos del suelo permiten una mejor comprensión de los procesos de aporte de nutrientes a los cuerpos de agua, así como la evaluación de posibles escenarios de cambio en los usos de suelo (Pisinaras et al., 2010; Panagopoulos et al., 2011; Smith et al., 2015; Carabio, 2016; Hastings et al., 2019).

Existen diferentes tipos de modelos que representan el aporte difuso de nutrientes a los ecosistemas acuáticos, entre ellos Booty y Benoy (2009) destacan SWAT (Soil and Water Assessment Tool), AnnAGNPS (Annualized Agricultural Nonpoint Source), BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources), GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé), AGNPS (Agricultural Nonpoint Source), y HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran). En general estos modelos incluyen variables relacionadas al suelo y al clima, con diferentes grados de complejidad en los algoritmos que emplean, o con mayor o menor nivel de complejidad en las características de la topografía, suelos y manejos productivos. SWAT es un modelo conceptual, de tiempo continuo, de paso diario, distribuido espacialmente, desarrollado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA), para evaluar los efectos del manejo agrícola sobre los recursos hídricos y la contaminación por fuentes difusas a nivel de cuencas hidrográficas complejas (Arnold et al., 1998; Arnold et al., 2012). Es un software de acceso libre considerado una buena herramienta para modelar el efecto de fuentes de contaminación difusa sobre la calidad del agua de arroyos (Booty y Benoy, 2009).

Para la implementación de SWAT se combinan componentes de clima, hidrología, suelo, crecimiento vegetal, aporte de nutrientes y manejo de la tierra. Luego de validado puede ser utilizado para predecir el efecto de posibles cambios en el uso del suelo, así como la incorporación de buenas prácticas de manejo que permitan reducir la exportación de nutrientes a los cursos de agua de la cuenca (Pisinaras et al., 2010; Panagopoulos et al., 2011). Sin embargo, para funcionar adecuadamente tienen requerimientos muy importantes de información, tanto en la escala temporal como espacial, además de que su implementación es compleja por lo que requiere de usuarios muy entrenados.

Uruguay viene realizando esfuerzos en la implementación de este modelo en diversas cuencas hidrográficas del país, por ejemplo: mapa predictivo de fuentes de contaminación difusa por fitosanitarios en la cuenca del Arroyo de la Virgen (Carabio, 2016), uso de SWAT para planificar la gestión sostenible de los recursos hídricos en la cuenca del Río Santa Lucía (Alonso et al., 2019; Hastings et al., 2019), mapeo de pesticidas en la cuenca media baja del Río Santa Lucía (Nervi et al., 2019), evaluación del destino ambiental de plaguicidas en una subcuenca del Río Santa Lucía (Gelós, 2020), modelación hidrológica en plantaciones forestales en Arroyo grande del Norte en Río Negro (Alonso, 2021), entre otros. Igualmente los avances son para casos puntuales y aún persisten muchos desafíos.

Si bien hay un gran desarrollo en herramientas complejas de modelación como las mencionadas anteriormente, también existen otras alternativas más simples, que requieren menores insumos de información y pueden ser empleados por usuarios menos especializados. Estos modelos tienen una base conceptual muy sencilla y generan estimaciones más groseras, tanto temporal como espacialmente, estimando la exportación de nutrientes en base al uso de coeficientes de exportación específicos para cada uso y cobertura del suelo, y asumen que la carga de nutrientes exportados a los cuerpos de agua desde fuentes difusas son en gran medida determinados por los usos del suelo (Johnes, 1996; Liu et al., 2009), sin considerar explícitamente factores climáticos o topográficos. Si bien son muy simples conceptualmente y en su implementación, si se cuenta con información espacial detallada pueden incorporar la variabilidad espacial y eventualmente temporal. Por ejemplo, si se contara con coeficientes de exportación medidos empíricamente para diferentes tipos de usos, manejos, tipos de suelos y topografía, la complejidad espacial podría ser incorporada en un sistema de información geográfico. Adicionalmente, se podría incorporar la variabilidad temporal si dichos coeficientes fueran estimados para diferentes estaciones del año o en períodos secos y lluviosos. Estos modelos también permiten trabajar sobre diferentes escenarios de uso del suelo en escalas temporales anuales o estacionales. El nivel de simplicidad se relaciona inversamente a la precisión de las estimaciones, pero en general representan bien las tendencias generales de las cuencas y pueden ser suficientes para realizar comparaciones entre cuencas y para evaluar cambios de los usos del suelo a largo plazo (Rodríguez-Gallego et al., 2017, Martínez 2021). Asimismo, tienen la gran ventaja de su fácil implementación y manejo por gestores o en condiciones en que no se cuenta con recursos humanos especializados, como puede ser el caso de direcciones ambientales

departamentales y de empresas agropecuarias que requieran evaluar la exportación de nutrientes de su planificación productiva.

En este capítulo se presentan y discuten los resultados de dos aproximaciones de modelación espacial del aporte de nutrientes a los cuerpos de agua desde la cuenca, lo que corresponde al Objetivo específico 3.

2.2. METODOLOGÍA

2.2.1. Modelación por coeficientes de exportación

La estimación de la carga anual de N y P exportada por la cuenca se realizó mediante el método de coeficientes de exportación, siguiendo la misma aproximación que Rodríguez-Gallego et al. (2017), de manera de poder comparar los resultados con estimaciones obtenidas para décadas anteriores en la cuenca de la Laguna de Rocha por esta autora. Esta aproximación consiste en adicionar la multiplicación de la superficie de cada uso y cobertura del suelo por un coeficiente de exportación específico, lo que arroja una estimación del valor de la carga exportada por la cuenca en un año (para cada nutriente) expresada en kg/ha/año (Johnes, 1996; Liu et al., 2009).

Para esto, se utilizó como base la capa “Land Cover Classification System (LCCS) 2015 FAO” del MVOTMA-DINOT, corregida previamente con la capa de “Planes de uso y manejo del suelo 2013-2020” MGAP (2020) (ver Capítulo 1 por una descripción detallada). Las distintas coberturas y usos quedaron agrupadas en 13 categorías (Tabla 2.1) para las que se calcularon las superficies de cada una por subcuenca. Para estimar los aportes difusos cada cobertura y uso del suelo se multiplicó por el coeficiente de exportación más probable para Uruguay tanto para el nitrógeno como para el fósforo (comunicación personal de Carlos Perdomo (Facultad de Agronomía – UdelaR) en Rodríguez-Gallego et al., 2017). Los aportes urbanos e industriales de N y P se tomaron de las categorías aporte “industrial y doméstico” y “tambo” estimadas para el año 2016 en la cuenca de la Laguna de Rocha por DINAMA (2021).

Tabla 2.1. Usos y coberturas de suelo de la cuenca de la Laguna de Rocha

1	Agricultura cerealera
2	Agricultura forrajera
3	Frutales y horticultura
4	Aforestación
5	Pastizal
6	Monte nativo
7	Arbustos
8	Suelo descubierto
9	Urbano alta densidad
10	Urbano baja densidad
11	Urbano caminería y logística
12	Agua
13	Humedales

2.2.2. Modelación por SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

Generación de insumos para el modelo

Se trabajó en la subcuenca del arroyo Las Conchas (21300 ha aproximadamente), utilizando la versión de Soil and Water Assessment Tool 2012 (Arnold et al., 1998; Arnold et al., 2012) a través de la interfaz de QGIS (QSWAT). Inicialmente se prepararon los insumos para el modelo, luego se realizó la implementación y posteriormente calibración y validación. En la figura 2.1 se muestra la secuencia de etapas seguidas para realizar la modelación. Se usó el modelo digital del terreno de resolución espacial de 30 x 30 m (Dirección General de Recursos Naturales, MGAP) que fue recortado para la cuenca de la Laguna de Rocha.

Las bases de datos correspondientes a clima para el período 2001-2020 se elaboraron a partir de datos solicitados al Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET),

correspondientes a la Estación Meteorológica de Rocha: precipitación diaria, temperatura máxima y mínima diaria, viento promedio diario, humedad relativa promedio diaria. La serie de radiación solar diaria para igual período se obtuvo de la Estación Climatológica del Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA), Estación de Treinta y Tres.

La base de datos de suelo se construyó a partir de información contenida en: las Cartas de reconocimiento de Suelos del Uruguay (MAP, 1976) de escala 1:1.000.000 de las unidades Lascano, José Pedro Varela, Alférez, Sierra de Polanco, San Carlos, Carapé, Angostura y Laguna Merín; densidad aparente del suelo y agua potencialmente disponible (Molfino y Califra, 2001), grupo hidrológico del suelo (Durán, 1997), erodabilidad (Erosión 6.0 (García Prechac et al., 1992)), conductividad hidráulica de saturación (SPAW disponible para descarga en la web de USDA).

La capa de usos y coberturas del suelo fue la descrita en el capítulo 1 (Tabla 2.1).

La tabla correspondiente a características químicas del suelo se construyó en base a la metodología usada en el documento desarrollado para la cuenca del Santa Lucía (INIA et al., 2020). Para la tabla de manejo se utilizaron parámetros del mismo documento con algunas variaciones adaptadas al manejo productivo de ésta cuenca específica.

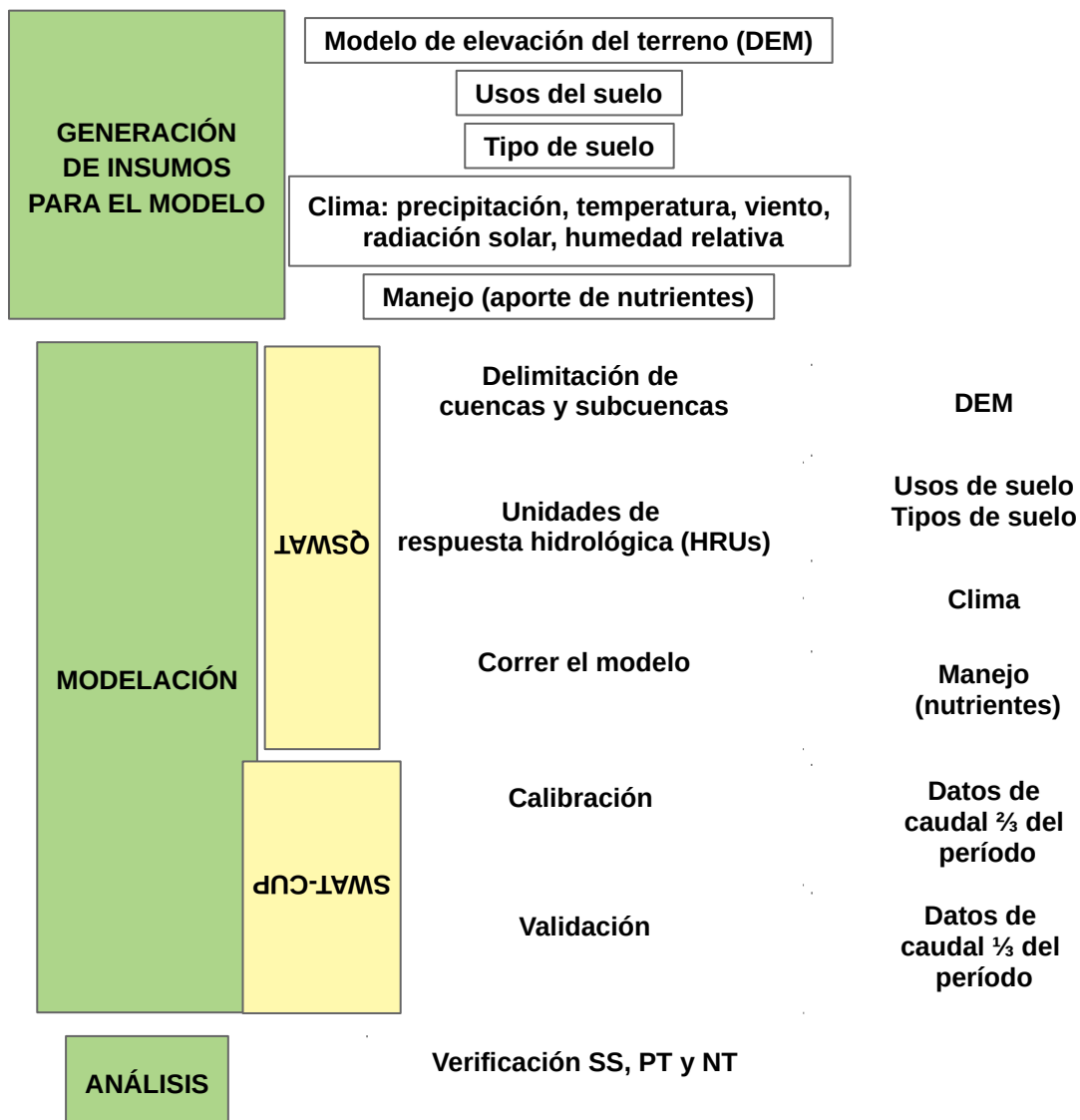


Figura 2.1. Descripción de la secuencia de etapas del uso de SWAT para la modelación del aporte de nutrientes en la cuenca de Laguna de Rocha.

Implementación del modelo

Luego de preparar la totalidad de las capas y tablas se pasó a la implementación del modelo en QSWAT. Esta consistió en cargar el modelo de elevación del terreno, las redes de flujo y establecer el punto de cierre en la desembocadura del arroyo Las Conchas a la Laguna de Rocha. De esta forma se construyó la cuenca del arroyo Las Conchas, con 5 subcuencas. Se cargaron las capas de tipo de suelo y usos de suelo y se establecieron los rangos de pendiente. Se generaron 112 unidades de respuesta hidrológica (HRUs). Posteriormente se cargaron los datos de clima, los datos de nutrientes del suelo, y la base

de datos de operaciones de manejo para cada uso del suelo. Para los usos “agricultura cerealera” y “agricultura forrajera” las operaciones de manejo se cargaron comenzando al principio o en la mitad de la tabla según si las subcuencas fueran pares o impares, de modo que no todos los polígonos con determinado uso comenzaran en el mismo momento con igual cultivo.

Se seleccionó el período 2001-2020, considerando los 4 años iniciales de calentamiento y la modelación se realizó en paso diario. Luego de implementado el modelo y previo a la calibración se exploraron las salidas del QSWAT como forma de evaluar que el modelo estuviera representando adecuadamente la realidad. Se evaluaron precipitación, escorrentía superficial, evapotranspiración, evapotranspiración potencial, biomasa, caudal, sedimentos y algunas relaciones de balance hídrico como evapotranspiración/ precipitación, escorrentía superficial/ flujo total y flujo basal/ flujo total.

Dado que no existen caudales medidos para calibrar la salida del caudal obtenida con SWAT, se trabajó con una serie de caudales simulados en paso diario mediante el modelo GR4J (Narbondo 2021 sin publicar, según metodología de Narbondo et al., 2020) para la subcuenca como una forma de aproximar al caudal real. Para determinar si la serie de caudales modelados era adecuada, previamente a la utilización del caudal obtenido con el modelo GR4J, éste se comparó con el caudal estimado para la misma subcuenca por el modelo en paso mensual Témez regionalizado para la cuenca de la Laguna de Rocha (obtenido por Rodó (2016) a partir de datos de nivel de la laguna desde 1956 a 2005 de DINAGUA). Para ello el caudal simulado por el modelo GR4J fue llevado a paso mensual y luego se evaluó el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) entre estos caudales estimados en el período 1982-2005 para la subcuenca del arroyo Las Conchas. El valor de NS fue 0.83, considerado muy satisfactorio (Narbondo et al., 2020) (Figura 2.2). A partir de esta evaluación se consideró aceptable utilizar el caudal de GR4J como forma de aproximar a un caudal razonable para esta subcuenca y en adelante nos referiremos a ese caudal como “observado”.

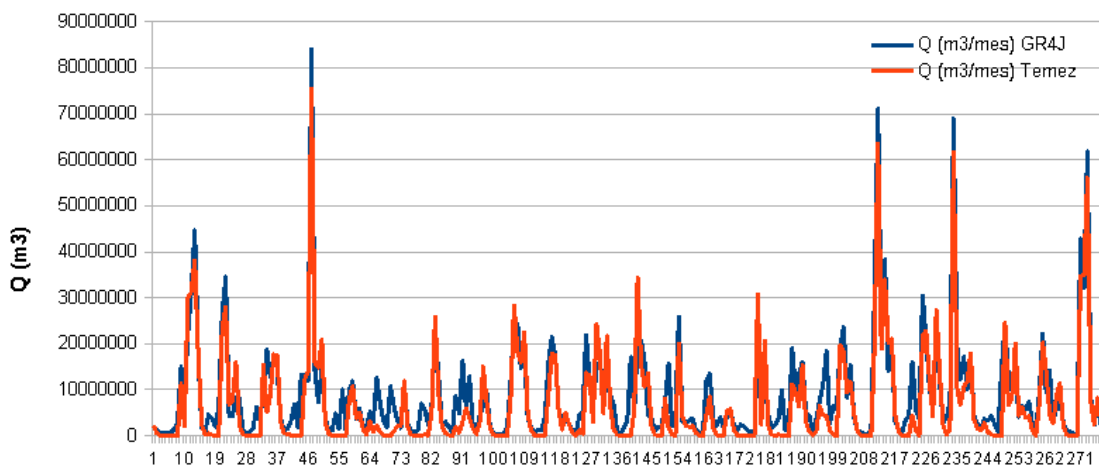


Figura 2.2. Comparación de caudales simulados por Témez y GR4J (convertido a paso mensual) de la cuenca del arroyo Las Conchas en el período 1982-2005.

Calibración y validación del caudal

En la etapa de calibración y validación se trabajó con los datos de caudal y posteriormente se pasó a los módulos relacionados a calidad de agua, donde se realizó la verificación de los datos modelados respecto a los observados. La calibración y la validación del caudal se realizaron con el software SWAT-CUP2012, versión 5.1.6 (Abbaspour et al., 2007; Abbaspour, 2015), usando el algoritmo SUFI2 y siguiendo el protocolo propuesto por Abbaspour et al. (2015).

El total de datos observados en el período 2005-2020 (no se considera el período de 4 años de calentamiento) fue de 5844. Se utilizaron aproximadamente $\frac{2}{3}$ para la calibración y el $\frac{1}{3}$ restante para validación. Los paquetes de datos empleados para calibrar y validar deben tener una distribución similar, por lo que se evaluaron promedio y desvío estándar de los mismos (Tabla 2.2, Figura 2.3).

Tabla 2.2. Distribución de los datos de caudal “observado”.

Proceso	Período	Nº de datos de caudal “observado”	Promedio (m³/s)	Desvío estándar
Calibración	2005-2015	4017	3.4	10.8
Validación	2016-2020	1827	4.3	15.4

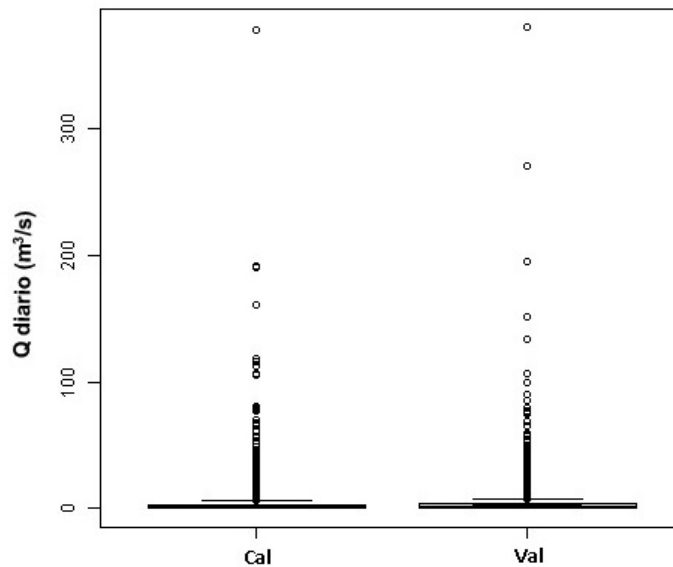


Figura 2.3. Boxplot de datos “obseados” de caudal, utilizados para la calibración y validación del modelo.

Se seleccionaron los principales parámetros relacionados al caudal según Abbaspour et al. (2007) y se realizó una corrida de 1000 simulaciones para generar un análisis de sensibilidad global. Para esto se cargaron cambios relativos en un rango entre -0.5 y 0.5 en todos los parámetros, excepto CH_N2 (relacionado al manning del canal principal) al que se le adjudicó un rango de valores 0.025 a 0.05 (com. pers. Jimena Alonso). A partir de este análisis se generó un ranking de parámetros del que se seleccionaron los 11 primeros ranqueados y SURLAG.bsn (retraso de la escorrentía superficial de la cuenca) y se realizaron algunas iteraciones de 1000 simulaciones.

Luego de realizada cada iteración de entre 500 y 1000 simulaciones SWAT-CUP devuelve un nuevo rango sugerido para cada parámetro. Estos valores son tomados como valores iniciales para la nueva iteración, y se corren varias iteraciones más hasta aproximarse al valor de conformidad de la función objetivo. En este trabajo se seleccionó la función objetivo Nash-Sutcliffe (NS) con un valor de 0.7 (considerado como bueno por Narbondo et al., 2020).

$$NS=1-\frac{\sum_i (Q_m - Q_s)_i^2}{\sum_i (Q_{m,i} - \bar{Q}_m)^2}$$

Donde Q es caudal, m es medido y s simulado, la barra sobre Q es promedio.

Adicionalmente se consideraron otras funciones para evaluar el resultado del modelo, como PBIAS, que mide la tendencia promedio de los datos simulados a ser mayores o menores que los observados, siendo el valor óptimo 0. Se consideró también la fracción de volumen VOLFR que es la relación entre el promedio de los datos observados y el promedio de los simulados, siendo el óptimo 1.

Para evaluar la bondad de ajuste del modelo tanto en el proceso de calibración como en el de validación se compararon 2 índices: factor-P y factor-R. El factor-P es la fracción de datos medidos más su error, que quedan incluidos en la banda de 95 % de la predicción de la incertidumbre (95PPU) y varía entre 0 y 1. El factor-R es la relación entre el ancho promedio de la banda de 95PPU y el desvío estándar de la variable medida. Para caudal se recomienda que el factor-P sea >0.7 y el factor-R alrededor de 1 (Abbaspour et al., 2015).

En las siguientes iteraciones se agregaron o quitaron algunos parámetros en función de mejorar la salida del modelo. Luego de realizado el proceso de calibración y habiendo alcanzado los mejores valores posibles de factor-P, factor-R y de la función objetivo NS, se procedió a la validación de la serie de caudal. Para ello se construyó una nueva corrida, con el resto de los datos “observados” (1/3) y el rango de los parámetros obtenidos en la etapa de calibración. Se realizó la nueva corrida, con el mismo número de simulaciones y se evaluó nuevamente el ajuste por medio de NS, factor-P y factor-R. Adicionalmente se evaluaron los caudales acumulados mensualmente y se calculó el índice de NS y el coeficiente de correlación R^2 . Para pasar al módulo de calidad de agua se extrajo el caudal de la corrida que presentó el mejor ajuste según NS.

Verificación de los datos de calidad del agua

Al contar con relativamente pocos datos observados de calidad de agua para la cuenca del arroyo Las Conchas no se pudo realizar una calibración clásica de SWAT-CUP. Por este motivo se realizó la verificación de los valores observados respecto a los obtenidos luego de la calibración y validación del caudal. Para esto se evaluó la pérdida de sedimentos en relación a los valores permitidos de erosión anual y a la concentración de sólidos en suspensión (SS), fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) al cierre de la cuenca. Para esto, y debido al bajo número de datos de SS (mg/l) para los arroyos, no se pudieron

comparar directamente los valores modelados obtenidos con SWAT con datos observados. Sin embargo, debido a que hay mayor disponibilidad de datos de turbidez (NTU) del agua, se realizó una regresión lineal simple entre los datos de turbidez y SS, de manera de estimar SS a partir de turbidez del agua. Posteriormente se comparó la concentración de NT y PT obtenida por el modelo con los datos observados graficando las series de tiempo.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Modelación del aporte de nutrientes por coeficientes de exportación

Los principales usos y coberturas del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha fueron el campo natural con un 49% de la superficie total de la cuenca (incluyendo la superficie de la laguna), seguido de aforestación y agricultura, ambos con un 12 % y el monte nativo con 10.7 % (Figura 2.4).

A nivel de las subcuencas todas presentaron la mayor superficie destinada a campo natural (45% o superior), teniendo comparativamente la cuenca del arroyo Rocha el menor porcentaje del área destinado a agricultura y el mayor destinado a aforestación y monte nativo. Por su parte las cuencas de los arroyos La Palma y Las Conchas presentaron una mayor superficie porcentual destinada a agricultura (Tabla 2.3).

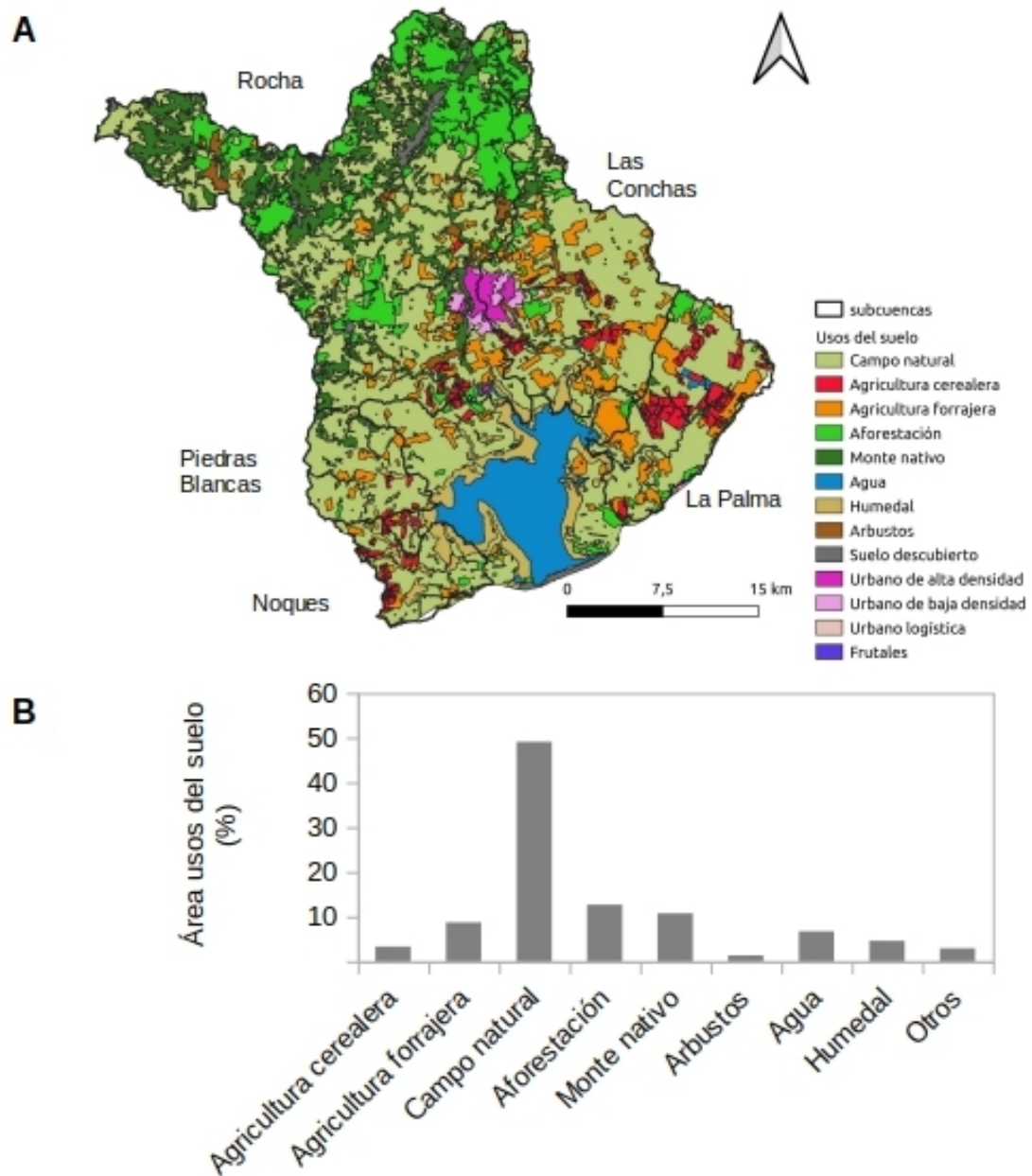


Figura 2.4. A) Mapa de usos y coberturas del suelo de la cuenca de la Laguna de Rocha (2015) y B) superficie destinada a cada uso.

Tabla 2.3. Superficie y porcentaje de los usos y coberturas del suelo por subcuenca.

Uso del suelo	Subcuencas										Cuenca Total		
	Rocha		Las Conchas		La Palma		Piedras Blancas		Noques		Otras	(ha)	%
	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)	%	(ha)		%
Campo natural	24611	45,4	12258	57,8	6809	55,3	5056	78,5	3037	57,2	7776	59547	49,1
Agricultura cerealera	429	0,8	708	3,3	1923	15,6	139	2,2	468	8,8	329	3996	3,3
Agricultura forrajera	2344	4,3	3715	17,5	2162	17,6	499	7,7	470	8,9	1369	10559	8,7
Aforestación	11642	21,5	1633	7,7	753	6,1	156	2,4	237	4,5	923	15344	12,6
Monte nativo	11611	21,4	842	4,0	157	1,3	391	6,1	0	0	45	13046	10,7
Agua	104	0,2	108	0,5	308	2,5	10	0,2	65	1,2	7538	8133	6,7
Humedal	331	0,6	443	2,1	151	1,2	166	2,6	1024	19,3	3458	5573	4,6
Arbustos	1205	2,2	395	1,9	0	0	0	0	2	0	19	1621	1,3
Otros	1971	3,6	1122	5,3	40	0,3	24	0,4	2	0	387	3546	2,9
Total	54248	100	21224	100	12303	100	6441	100	5305	100	21844	121365	100,0

Al aplicar los coeficientes de exportación de nutrientes a cada uso y cobertura del suelo se obtuvo la carga difusa exportada en forma anual por la cuenca de la Laguna de Rocha, la que fue estimada en aproximadamente 48 Tn/año de P y de 252 Tn/año de N. Al considerar los aportes puntuales industriales, domiciliarios y de tambos reportados por DINAMA (2021), la carga total exportada desde la cuenca fue 54 Tn/año de P y de 288 Tn/año de N, siendo en promedio de 0.48 Kg P/ha/año y de 2.54 Kg N/ha/año.

A nivel de subcuencas, la que exportó la mayor carga de nutrientes fue la del arroyo Rocha, dada su mayor superficie (casi el doble de la segunda subcuenca más grande), seguido por las subcuencas de Las Conchas y La Palma. Cuando se comparó el aporte de nutrientes de las subcuencas por unidad de superficie los mayores aportes fueron de la subcuenca de La Palma, seguido de Las Conchas y Los Noques (Figura 2.5). Coincidentemente estas tres subcuencas fueron las que presentaron los mayores porcentajes de su superficie destinada a agricultura (Tabla 2.3) y los polígonos de mayor exportación de N y P (Figura 2.6).

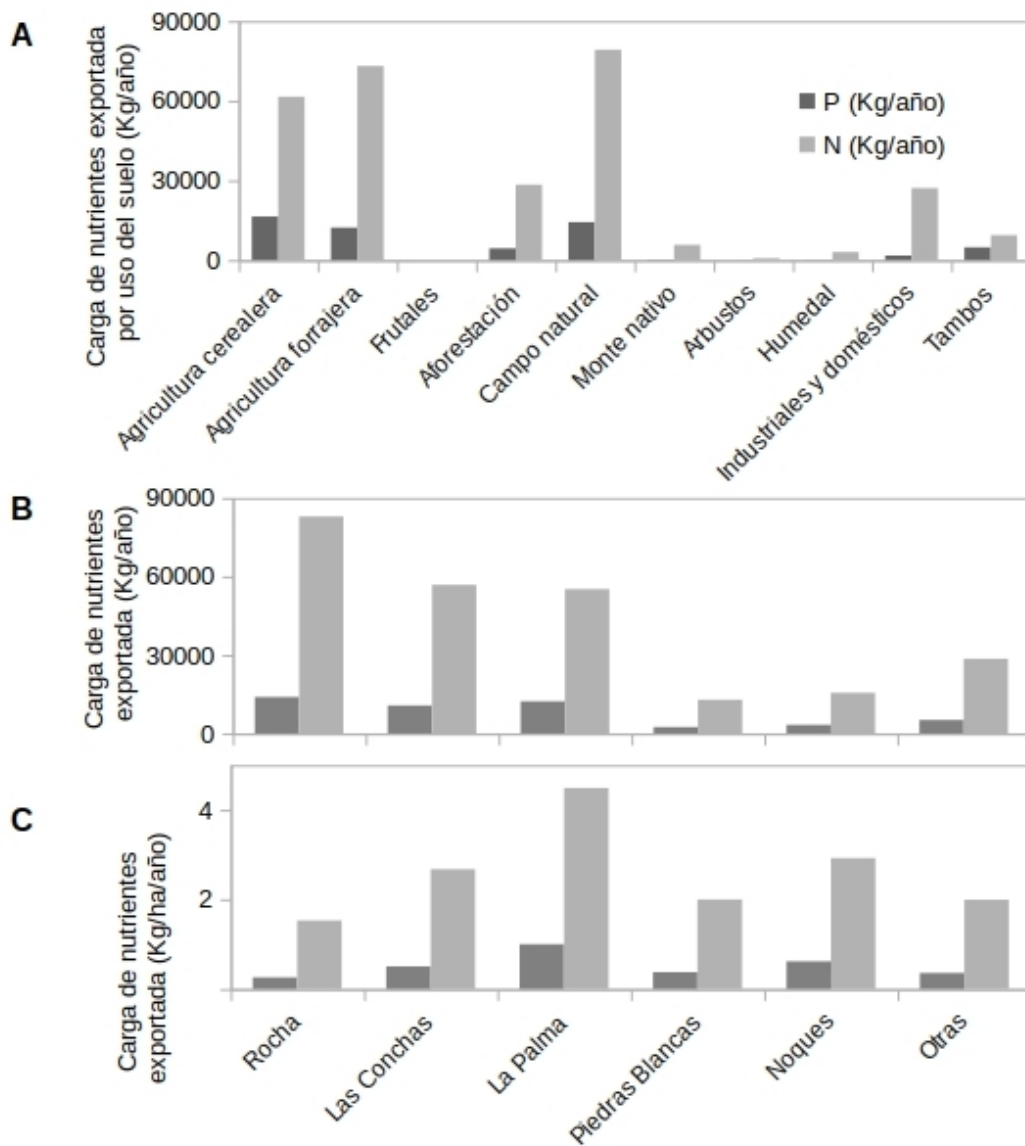


Figura 2.5. Carga de nutrientes exportada anualmente en la cuenca de la Laguna de Rocha. A) carga total exportada según los usos y coberturas del suelo, B) carga exportada de fuentes difusas por subcuencas y C) carga exportada de fuentes difusas por unidad de superficie por subcuencas.

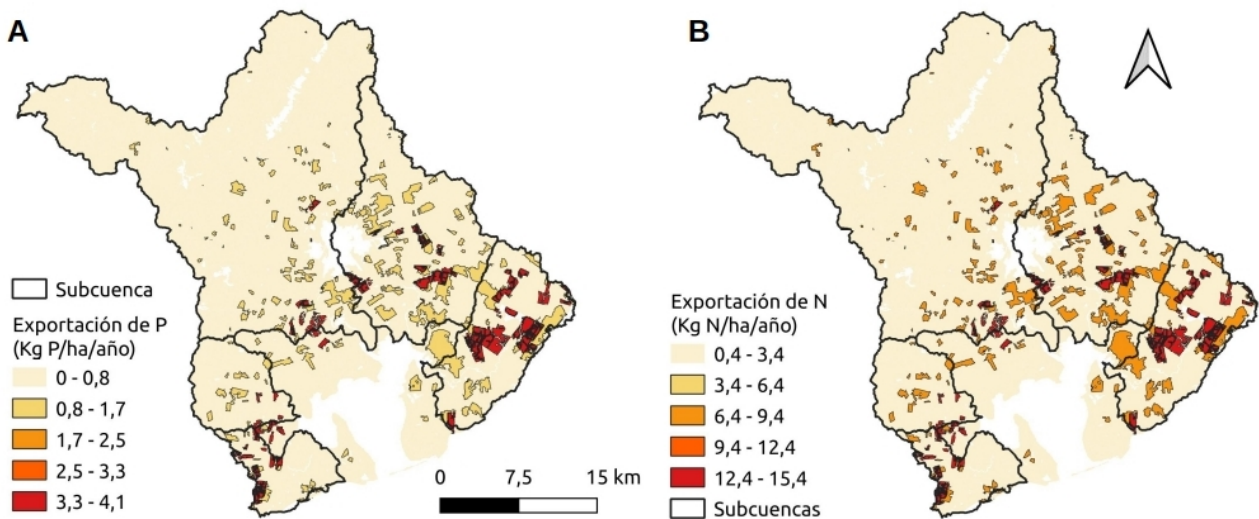


Figura 2.6. Exportación de N y P en el año 2015 para la cuenca de la Laguna de Rocha según coeficientes de exportación. A) exportación de P anual, B) exportación de N anual.

2.3.2. Modelación del aporte de nutrientes con SWAT

Para modelar el aporte de nutrientes en SWAT se trabajó con la subcuenca del arroyo Las Conchas, la que contó a su vez con 5 subcuencas. Para la modelación se cargaron las capas de tipo de suelo y usos y coberturas y se establecieron los rangos de pendiente, con lo que se generaron 112 unidades de respuesta hidrológica (HRUs) (Figura 2.7), sobre las que se cargaron los datos de clima y manejo. A partir de ello se corrió el modelo, y se obtuvo la serie de datos de caudal simulado para el período 2005-2020.

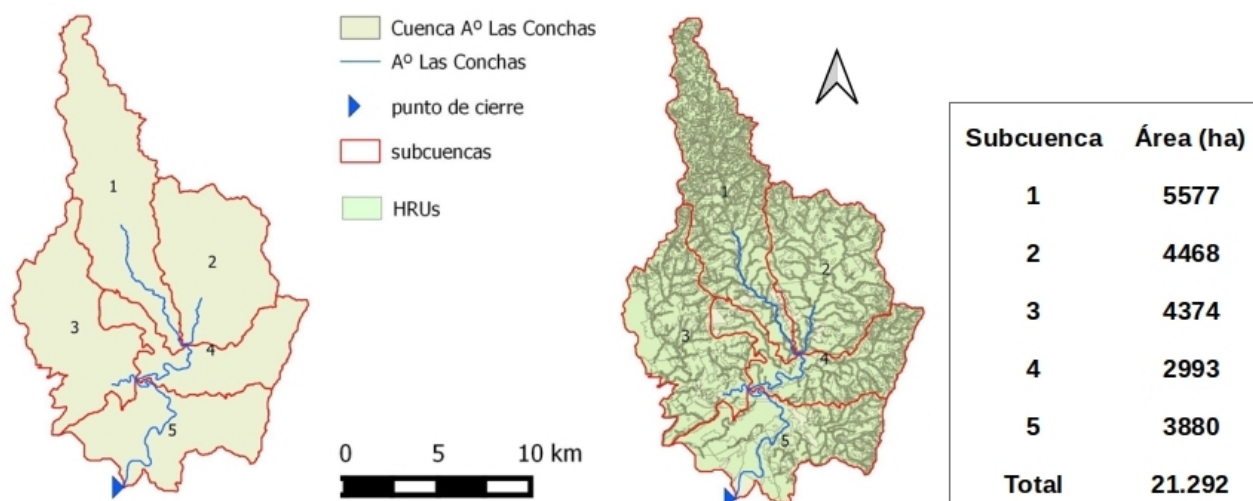


Figura 2.7. Cuenca del arroyo Las Conchas: subcuencas (izquierda) y unidades de respuesta hidrológica (derecha).

La serie de caudal simulado al cierre de la cuenca del arroyo Las Conchas sin calibrar presentó un promedio mayor que el observado, mientras que el desvío estándar, máximo y mínimo resultaron similares. Esto coincide con la relación flujo base/flujo total que dio mayor que los valores de referencia. La evapotranspiración, la evapotranspiración potencial, la escorrentía superficial y la relación evapotranspiración/ precipitación fueron muy cercanas a los valores de referencia para Uruguay (INIA et al., 2020) (Tabla 2.4). La carga de sedimentos resultó elevada y la biomasa general baja.

Tabla 2.4. Variables hidrológicas del caudal simulado sin calibrar el modelo (los valores de referencia para Uruguay fueron tomados de INIA et al., 2020)

Variables	SWAT sin calibrar 2005-2020	Valores de referencia para Uruguay
NC	78	-
precipitación (mm)	1288	1300
evapotranspiración (mm)	568	600-750
evapotranspiración potencial (mm)	969	1050-1150
escorrentía superficial (mm)	384	400-500
percolación (mm)	288	
flujo en el arroyo / precipitación	0.54	0.30-0.40
escorrentía superficial / flujo total	0.56	0.8
flujo base / flujo total	0.44	0.2
evapotranspiración / precipitación	0.44	0.45-0.50
percolación / precipitación	0.22	0.01
Caudal 2005-2020 (m³/s)	simulado	observado
promedio	4.7	3.7
desvío estándar	14.1	12.4
máximo	411	380
mínimo	0	0
acumulado	27645	21674

Posteriormente se comenzó a trabajar en SWAT-CUP para la calibración del modelo. El análisis de sensibilidad global permitió identificar los parámetros a los que la modelación del caudal fue más sensible (Tabla 2.5), siendo los parámetros que más lo afectan en esos rangos aquellos con mayor valor absoluto del estadístico t y menor p-valor. De este ranking se seleccionaron para realizar la calibración inicialmente los 11 primeros y SURLAG.bsn (retraso en la escorrentía superficial) y se realizaron algunas iteraciones de 1000 simulaciones hasta considerar que ya no fue posible obtener mejoras. Usando ese rango de parámetros (Tabla 2.6) se realizó la validación con el tercio restante de los datos.

Tabla 2.5. Análisis de sensibilidad global. Ranking de parámetros.

Ranking	Parameter Name	t-Stat	P-Value
1	1:R__CN2.mgt	-109.03	0.00
2	5:R__OV_N.hru	14.74	0.00
3	13:R__SLSUBBSN.hru	10.94	0.00
4	14:R__HRU_SLP.hru	-7.37	0.00
5	10:R__ESCO.hru	-5.55	0.00
6	2:R__SOL_AWC(..).sol	3.12	0.00
7	4:R__CH_K2.rte	-2.43	0.02
8	8:R__REVAPMN.gw	-1.20	0.23
9	11:R__EPCO.hru	1.10	0.27
10	7:R__ALPHA_BF.gw	1.08	0.28
11	6:R__GWQMN.gw	-0.97	0.33
12	17:R__RCHRG_DP.gw	0.60	0.55
13	12:R__SURLAG.bsn	0.55	0.58
14	15:R__CANMX.hru	-0.53	0.59
15	16:R__GW_DELAY.gw	-0.29	0.77
16	9:R__GW_REVAP.gw	0.13	0.90
17	3:V__CH_N2.rte	0.00	1.00

Tabla 2.6. Parámetros utilizados para la calibración y validación, valor de ajuste y rango.

Parámetro	Descripción del parámetro	Valor ajustado	Mínimo	Máximo
1:R__ALPHA_BF.gw	Factor alfa del flujo basal	1.4306	0.5	2.7
2:R__ESCO.hru	Factor de compensación de	-0.528476	-0.6	0.001

	evaporación del suelo				
3:R__SURLAG.bsn	Retraso de escorrentía superficial	1.1408	0.8	2.4	
4:R__GWQMN.gw	Percolación profunda	0.187042	-0.0378	0.3208	
5:R__GW_REVAP.gw	Coeficiente revap agua profunda	-0.035356	-0.2388	0.2538	
	Umbral de profundidad de agua en				
6:R__REVAPMN.gw	acuíferos superficiales	0.066487	0	0.186239	
7:R__SLSUBBSN.hru	Pendiente de la subcuenca	0.574001	0.1932	0.5798	
8:R__HRU_SLP.hru	Pendiente de la HRU	-1.325347	-1.647148	-0.548852	
9:R__OV_N.hru	Coeficiente de rugosidad	0.527095	0.177379	0.532421	
10:R__CN2.mgt	Número de curva	-0.1583	-0.2	0.1	
	Capacidad de agua disponible en el				
11:R__SOL_AWC(..).sol	suelo	-0.001147	-0.178639	0.073839	

Los indicadores de comportamiento del modelo para caudal en paso diario luego de calibrado (Tabla 2.7) en general se consideraron aceptables. Para este período el coeficiente de NS fue 0.48, el PBIAS fue cercano a 0 y la relación entre el promedio de los caudales observados y simulados fue de 0.96. Si bien resultó no satisfactorio según NS, fue muy cercano al límite propuesto (0.50) por Moriasi et al. (2007), Abbaspour et al. (2015) y Narbondo et al. (2020), a la vez que presentó un PBIAS muy satisfactorio ($< \pm 10$). Para el período de validación ambos indicadores resultaron satisfactorios. Si bien se procuró mantener los valores de los factores p y r, estos fueron degradados en el proceso de calibración. El modelo representó en forma satisfactoria los caudales promedio pero no se logró reproducir adecuadamente los valores de caudal extremo (Figura 2.8).

Tabla 2.7. Performance del modelo en el proceso de calibración y validación del caudal en paso diario.

	p-factor	r-factor	R2	NS	PBIAS	VOLFR
Calibración	0.55	0.33	0.48	0.48	-4.5	0.96
Validación	0.57	0.27	0.62	0.61	-4.3	0.96

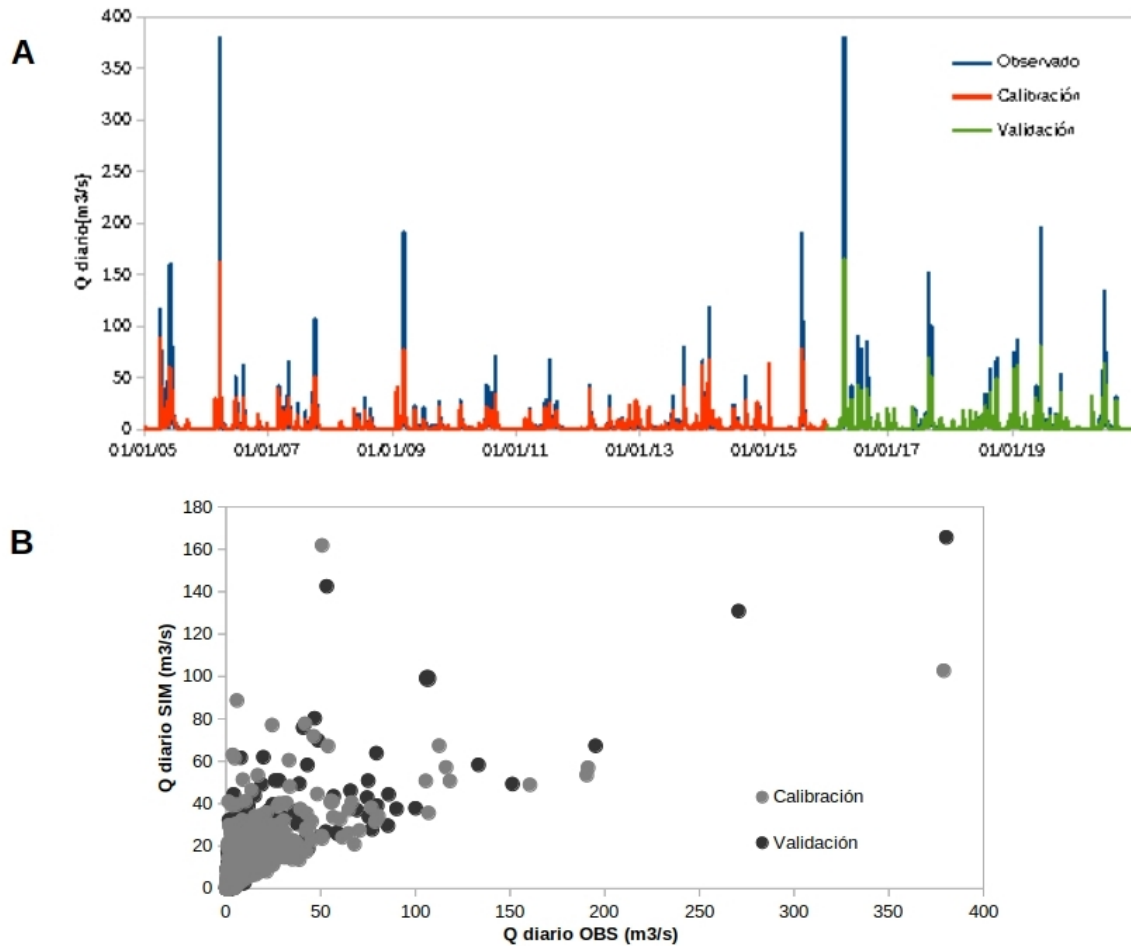


Figura 2.8. Caudal en paso diario en el período 2005-2020 en la cuenca del arroyo Las Conchas. A) Serie de tiempo de caudal observado versus simulado para el período de calibración y validación. B) Relación entre caudales simulados y observados.

Cuando se evaluó el modelo acumulado a escala mensual se obtuvo una mejora considerable del comportamiento, tanto en el período de calibración como en el de validación (Figura 2.9 y Tabla 2.8), con NS mayor a 0.9.

Tabla 2.8. Performance del modelo en el proceso de calibración y validación del caudal acumulado mensual.

	R2	NS	VOLFR
Calibración	0.95	0.94	0.96
Validación	0.95	0.95	0.96

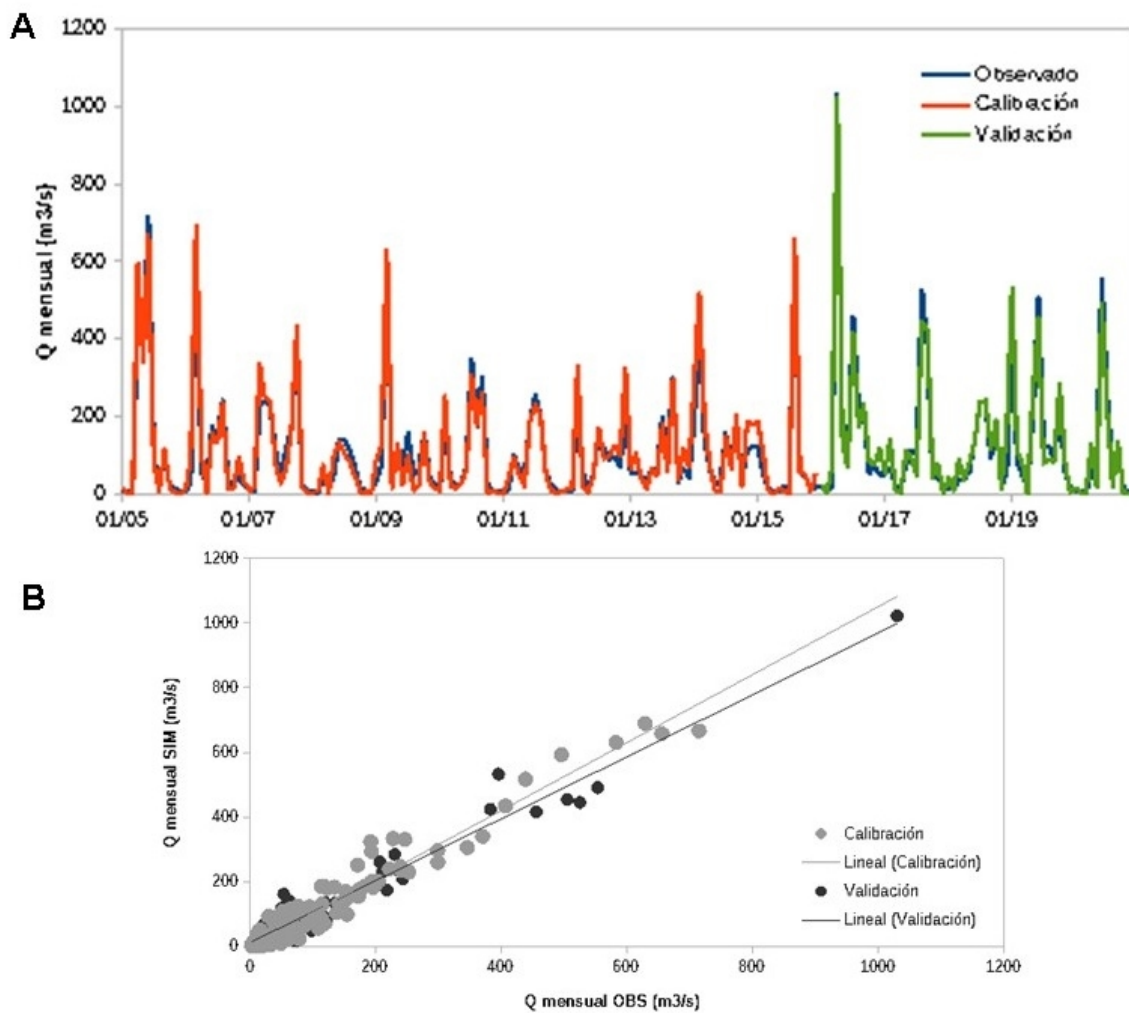


Figura 2.9. Caudal acumulado mensual en el período 2005-2020 en la cuenca del arroyo Las Conchas. A) Serie de tiempo de caudal observado versus simulado para el período de calibración y validación. B) Relación entre caudales simulados y observados.

Posteriormente, luego de calibrada y validada la serie de caudal, se evaluaron variables de calidad del agua dependientes del mismo. Para el período 2016-2020 la cuenca del arroyo Las Conchas habría exportado 6371 Tn/año de sedimento, alcanzando por unidad de superficie 0.3 Tn/ha/año. Dado que no se cuenta con datos medidos de pérdida de sedimento para la cuenca, como referencia del orden de magnitud se utilizaron los valores establecidos como límite aceptable de pérdida de suelo por erosión a nivel nacional (7 Tn/ha/año), estando los resultados de la simulación considerablemente por debajo de dicho valor.

La carga exportada desde la cuenca a través de la escorrentía superficial fue de 109 Tn N/año y para el P fue de 30 Tn P/año, mientras que por unidad de superficie fue de 5.1 Kg N/ha/año y 1.4 Kg P/ha/año.

Al comparar los valores medios de los indicadores de eutrofización modelados para el arroyo Las Conchas en el período 2016-2020 con los observados se encontró una similitud entre ambos (Figura 2.10 E, F y G). Los SS y la concentración de PT presentaron un rango de los valores simulados cercano al de los observados, mientras que para la concentración de NT el rango de simulado resultó bastante más amplio que el de los valores observados (Tabla 2.9).

Tabla 2.9. Concentración simulada y observada de sólidos en suspensión, fósforo y nitrógeno total, promedio y rango.

	Concentración	
	simulado	observado
SS (mg/l)	18.0 (0-85.6)	14.0 (3-32)
PT (ugP/l)	0.102 (0-0.770)	0.283 (0.110-0.510)
NT (ugN/l)	1.46 (1-112)	0.904 (0-1.41)

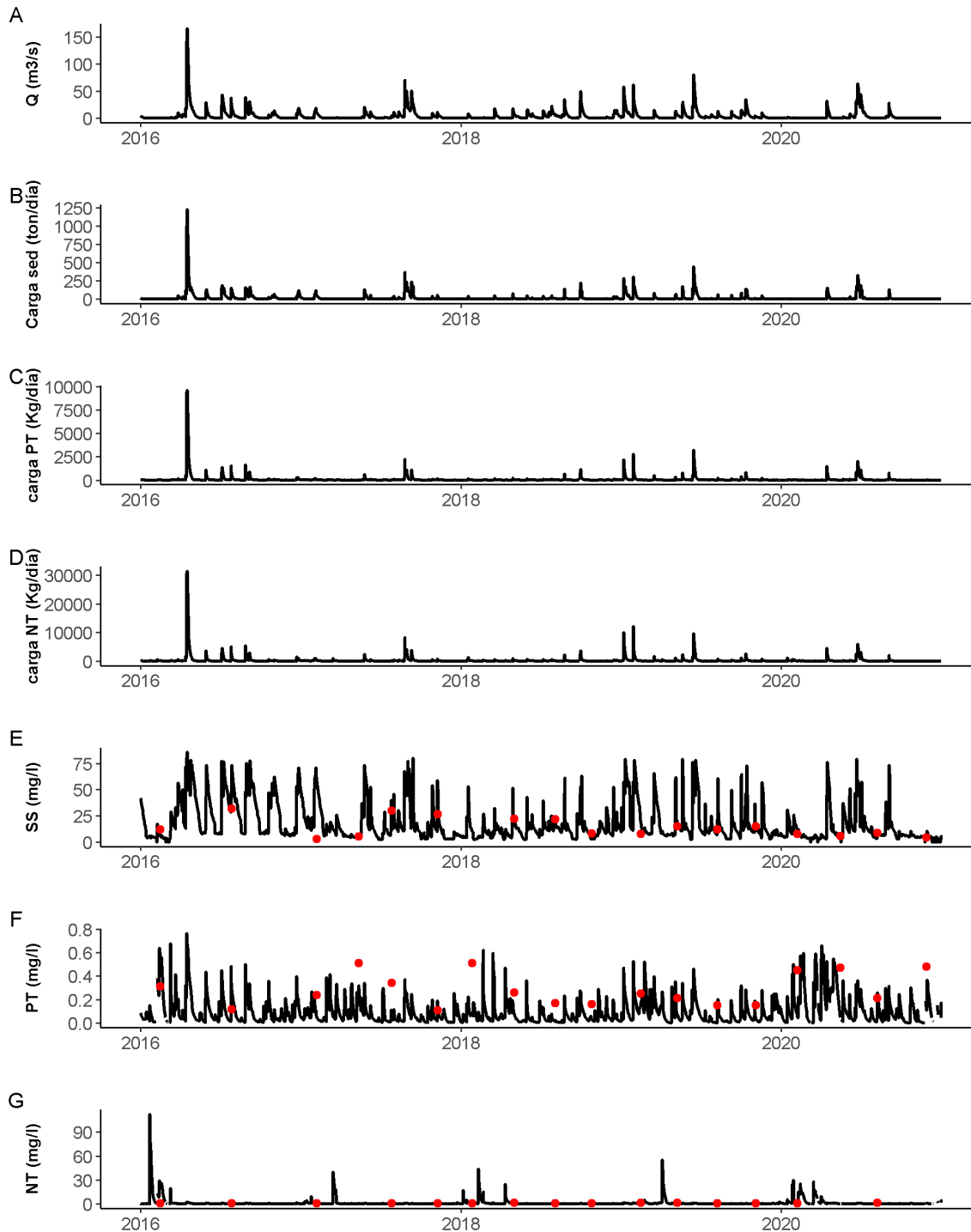


Figura 2.10. Serie de tiempo simulada para las variables en el período 2016-2020: A) caudal, B) carga de sedimento, C) carga de fósforo, D) carga de nitrógeno, E) sólidos en suspensión, F) concentración de fósforo total, G) concentración de nitrógeno total. Para las tres últimas variables se presentan en simultáneo los valores observados (puntos rojos).

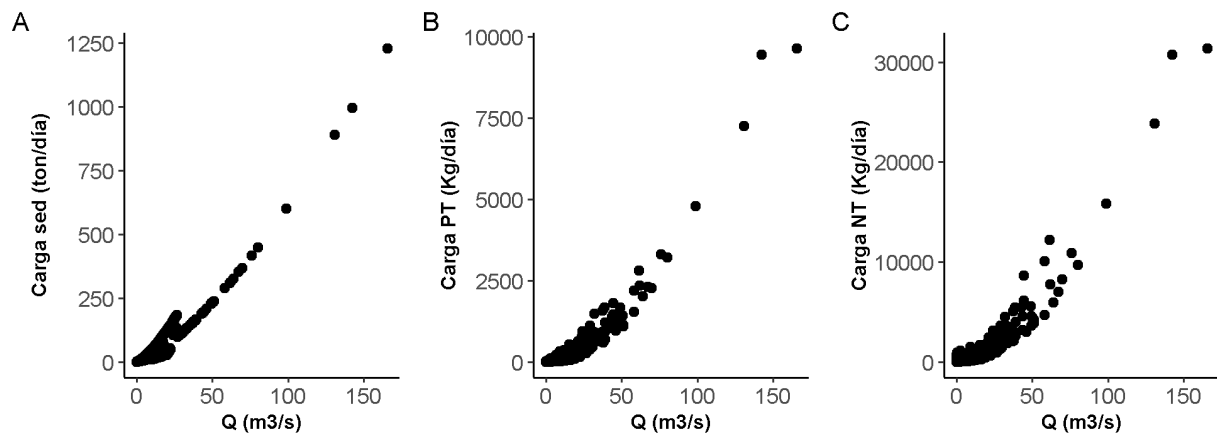


Figura 2.11. Relación entre caudal y la carga de nutrientes exportada según la modelación por SWAT: A) carga de sedimento vs. caudal, B) carga de fósforo vs. caudal, C) carga de nitrógeno vs. caudal.

El caudal mostró un efecto directo sobre la pérdida de sedimentos y los nutrientes totales, siendo mayor la pérdida de sedimentos y de nutrientes particulados a medida que aumentó el caudal, aunque no en forma lineal (Figura 2.11).

2.4. DISCUSIÓN

Las herramientas de modelación permitieron estimar la carga de nutrientes exportada de la cuenca. La comparación realizada en la subcuenca del A° Las Conchas por las dos formas de modelación utilizada obtuvieron una estimación de cargas en el mismo orden de magnitud y permitieron identificar los sitios con mayor exportación de nutrientes.

2.4.1. Modelación por coeficientes de exportación

El campo natural bajo ganadería fue la cobertura predominante en la cuenca de la Laguna de Rocha en 2015, seguida de agricultura, aforestación y monte nativo. Estos datos son coincidentes con los descritos previamente para la cuenca (Rodríguez-Gallego et al., 2017). Sin embargo, pese a las diferencias en el procesamiento y clasificación de las imágenes satelitales entre ambos trabajos, se mantuvo una clara tendencia a la reducción de la superficie de campo natural desde 1997 (Rodríguez-Gallego et al., 2017) a la fecha, acompañando las tendencias regionales y nacionales (Baeza et al., 2022). En paralelo se produjo un aumento del área destinada a agricultura y aforestación. Esta tendencia no

solamente podría contribuir en forma directa a un aumento del aporte de nutrientes a los ecosistemas acuáticos debido al mayor uso de fertilizantes en la agricultura, sino también por reducción de la superficie de coberturas del suelo que proveen servicios ecosistémicos de regulación como control de la erosión y prevención de la eutrofización (Nin et al., 2016; Lescano et al., 2017; Ruibal, 2018), como son el campo natural, humedales y bosques nativos.

Mediante la modelación espacial empleando coeficientes de exportación en la cuenca de la Laguna de Rocha se obtuvo la carga total de nutrientes exportada anualmente. Si bien las cargas resultaron del mismo orden de magnitud que las estimadas en trabajos previos para la misma cuenca (Rodríguez-Gallego et al., 2017; DINAMA, 2021; DINACEA et al., 2021), hubieron algunas diferencias relevantes para ambos nutrientes. La carga estimada por Rodríguez-Gallego et al. (2017) fue mayor, pero a expensas de una mayor carga exportada desde los aportes domiciliarios urbanos. Esto se debe a que se estimaron con una aproximación diferente, a partir de coeficientes de exportación *per cápita* para sistemas de saneamiento de pozos perforados. A diferencia de estos autores, en el presente trabajo se utilizaron los valores reportados por DINAMA (2021) y estimados a partir del registro que lleva adelante dicha entidad de las plantas de tratamiento de efluentes domiciliarios y el registro de efluentes puntuales. Posiblemente la primer metodología esté sobrestimando los aportes, mientras que la segunda los esté subestimando, ya que la planta de tratamiento del saneamiento de OSE de la ciudad de Rocha es de tratamiento secundario con escasa remoción de nutrientes, a la vez que la tasa de conexión de las viviendas al saneamiento no es completa, determinando que gran parte de los efluentes domiciliarios no lleguen a la planta de tratamiento de OSE (Rodríguez-Gallego et al., 2010). En este trabajo optamos por usar el método de estimación de aportes domiciliarios empleado por el Ministerio de Ambiente, de manera de uniformizar el cálculo del aporte total desde la cuenca con otros estudios nacionales más recientes (DINAMA, 2021). En adelante nos centramos en los aportes difusos que representan la mayor carga exportada, dejando de lado los aportes puntuales.

Para analizar el aporte difuso mediante coeficientes de exportación comparamos el trabajo realizado por Rodríguez-Gallego et al. (2017) que analizó hasta el 2005, el trabajo realizado por DINAMA (2021) que comparó coberturas del suelo de los años 2015 y 2018 y la presente tesis que utilizó coberturas del suelo de 2015 (la misma que DINAMA 2021). Esta comparación mostró que la forma en que se discriminan los diferentes cultivos dentro de la categoría agricultura y por lo tanto el coeficiente de exportación de nutrientes

empleado genera diferencias importantes en la estimación de la carga exportada. Rodríguez-Gallego et al. (2017) se basó en los datos de aprovechamiento de la tierra de los censos agropecuarios para determinar qué proporción de la mancha de agricultura correspondía a cada cultivo y por tanto debía ser multiplicada por coeficientes de exportación específicos. DINAMA (2021) empleó el coeficiente de exportación de la agricultura de granos para multiplicarlo por la superficie de la mancha de “cultivos” del LCCS 2015. Sin embargo, en esta tesis los polígonos “cultivos” del LCCS 2015 se disgregaron en agricultura cerealera (coincidente con las manchas de los planes de uso del suelo) y agricultura forrajera. El reporte de Planes de uso y manejo del suelo fue brindado por el MGAP, donde se omitió la identidad de los productores. Al comparar todas las formas de estimación de la carga por aporte difuso desde la cuenca de la Laguna de Rocha (Tabla 2.9) se observó una tendencia sostenida de notorio aumento entre los años 1997, 2005, 2015 y 2018, tanto para nitrógeno como para fósforo. Sin embargo, el mayor nivel de resolución empleado en esta tesis en la clasificación de las coberturas del suelo generó cambios importantes en la estimación del aporte difuso, reportando valores menores. Esto fue más evidente para el año 2015, donde coincidió la estimación realizada por DINAMA (2021) y por esta tesis, pese a que se basaron en el mismo mapa de coberturas del suelo (LCCS 2015). Esto se debió a que en este trabajo los polígonos identificados como “cultivo” del LCCS 2015 fueron corregidos por la capa de Planes de Uso del Suelo del MGAP, de esta manera se les aplicó coeficientes de exportación diferenciales a los usos agricultura cerealera (polígonos coincidentes con los Planes de Uso del Suelo) y forrajera (restantes polígonos). Para evaluar si esta diferencia de aproximadamente 30 % entre ambos trabajos se debía a la forma de discriminar los cultivos, se simuló que todos los polígonos de agricultura forrajera del LCCS 2015 presentaban sorgo, en cuyo caso la carga difusa exportada por la cuenca fue similar a la reportada para el año 2015 por DINAMA (2021). Esto muestra la relevancia de contar por un lado con información espacial que represente adecuadamente los cultivos y coberturas del suelo, a la vez que contar con coeficientes de exportación empíricos adecuados a nuestro país o a regiones del país (Rodríguez-Gallego et al. 2017, 2019; Castagna et al., 2022), para tener estimaciones más acertadas.

Resulta relevante resaltar esto dado que a partir del 2002 la agricultura en Uruguay se ha intensificado en las áreas agrícolas tradicionales (Litoral Oeste), y además ha sufrido una expansión hacia nuevas zonas (Ernst y Siri-Prieto, 2015). Si bien la zona de la cuenca de la Laguna de Rocha en general es categorizada como de aptitud media a baja para

agricultura, en el período que va de 2000 a 2017 se identificó un aumento en la intensidad de uso (ver mapas de intensificación en Gazzano et al., 2019) debido a mercados favorables para la producción de granos. Esta posible fluctuación de las coberturas dependiente de las condiciones del mercado podría determinar cambios importantes del aporte difuso de nutrientes, que debería poder ser adecuadamente capturado por este tipo de métodos de estimación.

Tabla 2.9. Comparación de la carga de nutrientes por aportes difusos de la cuenca de la Laguna de Rocha. El “2015 *” muestra las estimaciones obtenidas en el presente trabajo, “con” o “sin” agricultura diferenciada refiere al uso o no de coeficientes de exportación diferenciales para agricultura forrajera y cerealera.

Año	Carga por aportes difusos			
	P (T/año)	N (T/año)	P (Kg/ha/año)	N (Kg/ha/año)
1997 (Rodríguez-Gallego et al., 2017)	36	197	0,3	1,7
2005 (Rodríguez-Gallego et al., 2017)	37	201	0,3	1,8
2015 * con agricultura diferenciada	48	252	0,4	2,2
2015 * sin agricultura diferenciada	78	341	0,7	3,0
2015 (DINAMA, 2021)	75	338	0,7	3,0
2018 (DINAMA, 2021)	85	486	0,8	4,3

Cuando se subdividió la cuenca en subcuencas, la mayor exportación difusa de nutrientes provino de la subcuenca del arroyo Rocha, dado que esta es la de mayor superficie. Sin embargo, la carga de nutrientes exportada por unidad de superficie fue mayor en las subcuencas del A° La Palma, Los Noques y Las Conchas, siendo la del A° La Palma mayor al doble del promedio de toda la cuenca. Coincidentemente, estas fueron las subcuencas que presentaron un mayor porcentaje de su superficie destinado a la agricultura, siendo particularmente alto en la subcuenca del A° La Palma, donde superó el 30%.

En diversas cuencas estudiadas la agricultura comparada a otros usos y coberturas (campo natural y bosque nativo) ha sido identificada como el uso que exporta más nutrientes y sólidos en suspensión, a la vez que produce un mayor volumen de agua de escorrentía (Rodríguez-Gallego et al., 2020). Diversos trabajos desarrollados a nivel nacional han descrito como valor umbral el 10 % del área de la cuenca destinada a usos agrícolas, a partir del cual se comenzarían a observar niveles elevados de concentración de PT en los cursos de agua, que se traducen en efectos de deterioro a nivel de la calidad del agua de la cuenca (Martínez, 2021; Haakonson, 2022). Por su parte Chalar et al.

(2017) observaron que las cuencas con <20% del área destinada a cultivos agrícolas presentaron mejor calidad del agua. Por otra parte, cuencas que presentaron una superficie de bosque nativo entre 5 y 10% mostraron indicadores de eutrofización menores que aquellas con menor superficie destinada a este uso (Rodríguez-Gallego et al., 2020).

Para el caso de la subcuenca del A° La Palma (y del A° Las Conchas y Los Noques, aunque en menor medida) la combinación de un alto porcentaje de su superficie destinado a la agricultura con un muy bajo porcentaje destinado a monte nativo nos lleva a prever un deterioro de la calidad del agua de la misma. Simultáneamente, mediante la estimación de la carga exportada anualmente por fuentes difusas considerando coeficientes de exportación diferentes para cultivos forrajeros y cerealeros, se identificó a la subcuenca del A° La Palma como la de mayor exportación de nutrientes, alcanzando 1 Kg P/ha/año. Considerando que la relación de la concentración promedio de PO₄/PT en el agua de estos arroyos en el período 2016-2020 resultó relativamente alta para las subcuencas de los A° Las Conchas y La Palma (siendo 0.81 y 0.67 respectivamente) es importante considerar que estos cursos de agua se encuentran relativamente cerca del umbral propuesto por Smith et al. (2015) de 1 Kg de PO₄⁻³/ha/año como necesario para minimizar los impactos de los usos del suelo en la calidad del agua. Adicionalmente, en momentos en que los usos de suelo a los que se les adjudicó “agricultura forrajera” alternan cultivos como por ejemplo sorgo los niveles de exportación de nutrientes podrían ser mayores, pudiendo superar este umbral de PO₄ tanto para el caso de la subcuenca del A° La Palma como de Las Conchas.

Es de destacar que la carga anual de P estimada por unidad de superficie para la subcuenca del A° Rocha fue similar a la obtenida por Piñeiro (2021) en campo natural (0,65 Kg P/ha/año), indicando un predominio de usos más pastoriles. A su vez, las cargas anuales obtenidas para las subcuencas de los arroyos La Palma, Los Noques y Las Conchas, con una mayor proporción de superficie de usos agrícolas estuvieron en el mismo orden y se acercaron más a valores estimados para pradera cultivada por Lescano et al. (2017), Piñeiro (2021) y Castagna et al. (2022) que estuvieron en un rango entre 1,2 y <5 Kg P/ha/año. Weinstein (2021) mediante un modelo de optimización de los usos del suelo generado para minimizar la exportación de P en la subcuenca de Las Conchas y respetando las rotaciones para asegurar la productividad estimó una carga de 1.78 Kg P/ha/año. Este trabajo mostró que si se busca mantener la productividad agrícola-ganadera respetando las rotaciones indicadas para los diferentes cultivos, la exportación

de P se mantendrá en valores elevados, con una clara tendencia a la pérdida irreversible del campo natural.

Si bien los coeficientes de exportación usados para la estimación de las cargas son anuales, la rotación de los diferentes cultivos hace que el aporte sea diferente en distintos momentos del año, en especial si se establecen puentes verdes entre cultivos como plantea la normativa nacional. En los últimos años se vienen realizando esfuerzos de incorporar esta variabilidad en la estimación de los coeficientes de exportación considerando las rotaciones de los cultivos (Weinstein, 2021; Castagna et al., 2022).

Por otra parte, la mayor variabilidad climática vinculada a los efectos del cambio climático prevé entre otros aspectos un aumento de la frecuencia de eventos extremos de precipitación con lo que aumentaría la entrada de grandes pulsos de nutrientes a los ecosistemas acuáticos en contextos de mayor intensificación y expansión de la agricultura, potenciando aún más los síntomas de eutrofización (IPCC, 2021; Jeppensen et al., 2009; Moss et al., 2011). Ockenden et al. (2017) plantean que incluso si los usos del suelo no aumentaran la fertilización, únicamente por efectos del cambio climático en la precipitación y la temperatura, los suelos aumentarían su exportación de nutrientes a los ecosistemas acuáticos, mostrando la vulnerabilidad de estas subcuencas.

2.4.2. Modelación por SWAT

El aporte de nutrientes de una subcuenca en la cuenca de la Laguna de Rocha fue modelado satisfactoriamente a través del software SWAT, pudiendo realizar adecuadamente la calibración y validación del caudal, a pesar de la escasez de datos observados. Dado que no se contó con series de caudal medido para la cuenca se trabajó con caudales simulados por el modelo GR4J, siendo una alternativa válida frente a la ausencia de datos de caudal, la cual suele ser la situación de la mayor parte de las cuencas del país (Narbondo et al., 2020). A falta de datos de caudal y frente a la incertidumbre en la calibración se buscó que el modelo SWAT generara caudales que se acercaran lo más posible a los obtenidos mediante el modelo GR4J diario regionalizado y al Temez mensual calibrado en esa cuenca con los datos de nivel. De haber contado con series de caudal medido posiblemente se habrían obtenido mejores ajustes.

Inicialmente se pretendió modelar toda la cuenca de la Laguna de Rocha, pero dadas las dificultades de cierre de la misma sobre la laguna y el tiempo de aprendizaje del uso del

software, se prefirió seleccionar una de las subcuencas con mayor superficie de uso agrícola y avanzar en la implementación del modelo para poder cumplir con todas las etapas del mismo. Se descartó la subcuenca del arroyo La Palma, la de mayor exportación de nutrientes de acuerdo a la estimación con coeficientes de exportación, debido a que OSE construyó un embalse en dicho curso de agua, por lo que el ajuste del caudal o los datos de calidad del agua podrían estar afectados por otros procesos no considerados en esta modelación. Si bien SWAT es un modelo que en general se ha usado para trabajar en cuencas más grandes (Abbaspour et al., 2007; Pisinaras et al., 2010; Panagopoulus et al., 2011; Abbaspour et al., 2015; INIA et al., 2020), funcionó adecuadamente en esta cuenca siendo relativamente pequeña (aprox. 21.000 ha).

Como era de esperar el modelo mejoró su desempeño a nivel de caudal cuando fue evaluado en escala mensual respecto a escala diaria (Arnold et al., 2012). En este sentido, considerando que la base de la modelación con SWAT se estructura a partir de los procesos hidrológicos, parece adecuado considerar con mayor énfasis los grandes resultados obtenidos a escalas de tiempo mensual o anual, mientras que los datos obtenidos a escala diaria deben ser utilizados con mayor precaución .

Dado que no se contó con series de datos de calidad del agua de tan alta frecuencia como la requerida por el modelo no fue posible calibrarlo en este aspecto. En lugar de ello se realizó la verificación de los mismos pero sin ajustar los parámetros relacionados a la calidad del agua en el modelo. En este sentido, la relación entre el caudal sólido (carga de sedimentos y de nutrientes) y el caudal líquido resultó no lineal, lo cual es coherente con las ecuaciones teóricas (García, 2008; Van Rijn, 2012). La carga de sedimentos resultante para el período de estudio fue menor a los rangos de aceptabilidad de erosión del suelo por la normativa nacional. Por su parte los sólidos en suspensión simulados y observados en el arroyo presentaron una coincidencia en los valores promedio, siendo el rango de los simulados mayor al observado. Esto podría deberse a que los muestreos en general no se realizaron en los eventos extremos de precipitación, por lo que los mayores valores de SS no estarían representados en la base de datos usada. Observaciones realizadas por Calliari et al. (2022) en una cañada en la cuenca de la Laguna de Castillos reafirman esta idea. En dicho trabajo el 68 % de la carga anual de SS medido en el arroyo semanalmente durante un año se registró en los dos eventos con mayor tasa de flujo. Sin embargo, también es necesario resaltar que luego de calibrado el modelo se representaron bien los caudales promedio, pero no así los caudales muy extremos. Esto

podría explicar que la concentración de PT promedio simulado resultara menor que la observada, aunque el rango entre los valores simulados y observados fue similar. Los eventos extremos de escorrentía provocan los mayores pulsos de ingreso de nutrientes a los cursos de agua (Goyenola et al., 2015; Calliari et al., 2022) y su inadecuada representación podría generar una subestimación de la carga de PT anual exportado por la subcuenca. Para el caso del NT la concentración promedio así como el rango simulado fue mayor al observado, mostrando algunos valores extremadamente altos por lo que posiblemente esté siendo sobreestimado por el modelo. La baja frecuencia de datos observados, fundamentalmente a nivel de variables relacionadas a la calidad del agua ha sido identificada por diversos autores como una limitante para la calibración de los modelos obtenidos con SWAT (Panagopoulos et al., 2011; Marcinkowski et al., 2013; Abbaspour et al., 2015). A pesar de ello se ha logrado obtener modelos que representan de forma general los procesos de aporte de nutrientes a nivel de las distintas cuencas hidrográficas y a partir de los cuales se puede trabajar en base a escenarios de cambio en los usos del suelo, de cambio climático y de aplicación de buenas prácticas agropecuarias (Pisinaras et al., 2010; Panagopoulos et al., 2011; Marcinkowski et al., 2013; Abbaspour et al., 2015; Romagnoli et al., 2017; INIA et al., 2020).

Respecto a los problemas de ajuste del modelo algunos autores plantean como posibles explicaciones la dificultad de representar procesos complejos, así como la falta de información detallada de suelos y de los procesos que ocurren en el territorio (Negewo y Sarma, 2021). A esto se agrega la disponibilidad limitada de datos de calidad del agua y de caudal, variación en la longitud de las series de tiempo con que se cuenta, falta de conocimiento de las operaciones de manejo agrícola, así como simplificaciones que se establecen a la hora de la implementación del modelo y en las propias ecuaciones del mismo (Abbaspour et al., 2015). Frente a estas dificultades Silgram et al. (2009) destacan la importancia de la familiaridad de los modeladores con los procesos que ocurren a escala local como un prerequisite para modelar cuencas que tienen pocos datos observados.

La subcuenca del arroyo Las Conchas recibe parte de los efluentes domésticos de la zona periférica de la ciudad de Rocha, así como algunos efluentes de tambo y del frigorífico COPAYAN (Rodríguez-Gallego et al., 2010). En el modelo implementado con SWAT el ingreso de nutrientes urbanos de esta subcuenca fue incluido a través de los polígonos urbanos con los aportes que por defecto establece SWAT para esos usos. Los

efluentes de tambo y del frigorífico no fueron incluidos como fuentes puntuales de nutrientes en el proceso de modelación. Este es posiblemente un aspecto a mejorar en la modelación de esta subcuenca. Sin embargo, vale destacar que la modelación realizada por DINAMA (2021) mediante coeficientes de exportación incluyendo los aportes puntuales, mostró que en 2018 el 92% de los aportes de nutrientes a la cuenca de la Laguna de Rocha, y particularmente para la subcuenca del A° Las Conchas el 90% de NT y el 93% de PT fue de origen difuso .

Es interesante destacar también que la concentración promedio de N y P en agua resultante de la modelación al cierre de la subcuenca en el A° Las Conchas superó los valores límite establecidos por la normativa nacional en relación a la calidad del agua (Decreto 253/79), así como los valores guía sugeridos por la Mesa técnica del agua (DINAMA et al., 2017), todo lo cual indicaría un proceso de deterioro de la calidad del agua de dicha subcuenca.

Una vez implementado, calibrado y validado el modelo nos encontramos en condiciones de comenzar a trabajar sobre escenarios de cambio de usos del suelo y de cambio climático, pudiendo ser de interés trabajar sobre escenarios de incremento de la superficie agrícola, incremento de la intensidad de las tormentas, así como una combinación de ambos escenarios y la extensión del modelo a toda la cuenca de la Laguna de Rocha.

2.4.3 Comparación de la modelación del aporte de nutrientes en la cuenca por coeficientes de exportación y por SWAT

Al comparar la estimación de la carga anual exportada desde la cuenca hacia el arroyo Las Conchas mediante dos aproximaciones de modelación contrastantes, se observó que ambas arrojaron valores dentro del mismo orden de magnitud, siendo mayor la simulada por SWAT. Sin embargo, la concentración promedio de P en agua simulado por SWAT resultó menor al promedio observado en el arroyo de la base de datos disponible. Esto nos podría estar indicando que la carga de P exportada desde la subcuenca en forma anual podría ser aún mayor a la obtenida mediante la simulación con SWAT.

Cuando se comparó la estimación de la exportación difusa total de nutrientes y por unidad de superficie obtenida mediante SWAT y mediante coeficientes de exportación con mayor y menor resolución en el tipo de cultivos para la subcuenca del A° Las Conchas, se observó que la estimación obtenida por SWAT es muy similar a la arrojada por el método

de coeficientes de exportación cuando no se discrimina el tipo de cultivos y se asigna todo como agricultura, es decir que no considera las pasturas sembradas que tienen menor coeficiente de exportación. Este valor disminuye notoriamente cuando se discrimina entre cultivos y pasturas. Al comparar con la carga exportada estimada por Rodríguez-Gallego et al. (2017) para el año 2005 también se pudo observar un aumento de la carga total exportada de nutrientes en forma anual. Para esto los valores obtenidos por estos autores para la cuenca de la Laguna de Rocha se recalcularon para la subcuenca del arroyo Las Conchas (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Exportación de nutrientes en la subcuenca del A° Las Conchas.

Modelo	N (ton/año)	P (ton/año)	N (Kg/ha/año)	P (Kg/ha/año)
SWAT 2015	109	30	5.1	1.4
Coeficiente de exportación diferenciando agricultura cerealera y forrajera 2015	67.6	12.3	3.17	0.58
Coeficiente de exportación sin diferenciar agricultura cerealera y forrajera 2015	99	23	4.65	1.1
Coeficientes de exportación 2005 recalculados de Rodríguez-Gallego et al. (2017)	37	7	1.8	0.3

2.4.4 Ventajas y desventajas de las diferentes aproximaciones de modelación para la gestión de cuencas

La carga de nutrientes exportada anualmente obtenidas mediante las dos metodologías usadas en este trabajo se encuentran en el mismo orden de magnitud y respecto a las obtenidas en períodos anteriores para la cuenca (Rodríguez Gallego et al., 2017; DINAMA et al., 2021). Esto nos permite plantear que la determinación por coeficientes de exportación es una metodología válida y confiable cuando no se cuenta con las capacidades para desarrollar modelos más complejos.

Es interesante destacar la potencialidad de SWAT luego de contar con modelos calibrados y validados, tanto en la aplicación de escenarios de cambios de uso del suelo, como de

cambio climático y en la planificación de medidas de manejo, así como para cuantificar la carga de nutrientes que se transfiere desde aguas arriba hacia aguas abajo en los ríos y la carga de nutrientes que ingresan desde determinada cuenca al mar (Abbaspour et al., 2015). Sin embargo también se reconocen algunas limitantes fundamentalmente asociadas a la necesidad de contar con información tan detallada a escala espacial y temporal, al uso de una capa de usos y coberturas de suelo fija, que dificulta la posibilidad de realizar modelaciones más dinámicas para sitios con alta frecuencia de cambio de uso, así como la curva de aprendizaje que se debe transitar antes de poder incorporarlo rutinariamente como herramienta de apoyo a la planificación y/o a la toma de decisiones (Abbaspour et al., 2015; Carabio, 2016; Nervi et al., 2019; Negewo y Sarma, 2021). Por otro lado, la multiplicidad de parámetros que SWAT requiere para representar los procesos implica el riesgo de tener una salida bien ajustada pero con una combinación inadecuada de parámetros, lo cuál podría conducir a que el modelo ajuste bien con ese set de datos pero no así en otro período (Alonso, 2021).

Por su parte, la modelación mediante el uso de coeficientes de exportación puede ser suficientemente detallada, fundamentalmente a escala espacial si se cuenta con un mapa de usos y cultivos preciso, con coeficientes de exportación específicos por uso y tipo del suelo, pendiente y manejo. Adicionalmente puede incluirse cierta variabilidad temporal si se cuenta con coeficientes de exportación en forma estacional. Si bien este tipo de modelación es más sencilla, la estimación de estos coeficientes en forma empírica a nivel local no es trivial y a nivel nacional se vienen realizando esfuerzos para contar con dichos coeficientes (Barreto, 2008; Lizarralde et al., 2015; Perdomo et al., 2015; Lizarralde et al., 2016; Lescano et al., 2017; Ruibal, 2018; Rodríguez-Gallego et al., 2020; Piñeiro, 2021; Castagna et al., 2022). En este trabajo se usaron los coeficientes de exportación más probables para Uruguay sugeridos por Carlos Perdomo en Rodríguez-Gallego et al. (2017). Asimismo, es relevante tener una estimación precisa del aporte de las fuentes puntuales, ya que dependiendo del método de estimación y del tipo de fuente, el aporte de estas puede ser muy relevante y ameritar esfuerzos de inversión en plantas de tratamiento, para contrarrestar el aporte difuso más difícil de controlar (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

A la hora de decidir cuál de estas herramientas usar para el proceso de modelación del aporte de nutrientes desde una cuenca resulta interesante evaluar algunos aspectos (Tabla 2.11):

a) ¿cuál es el objetivo de la evaluación? Si lo que se quiere es realizar un análisis comparativo a partir de cambios de los usos del suelo a lo largo del tiempo, manejar grandes números de carga anual de aporte de nutrientes desde la cuenca o ver cuales subcuencas aportan más nutrientes que otras, ésto podría obtenerse a través de herramientas más sencillas; si en cambio se quiere vincular el aporte de nutrientes a la dinámica de precipitación y a los niveles de concentración de nutrientes en los cursos de agua parece más adecuado usar una herramienta de modelación más compleja, que incluya otros procesos, como los modelos de tipo SWAT.

b) ¿con qué capacidades se cuenta? Si se cuenta con capacidades limitadas en términos de personas capacitadas o de dedicación de estas personas para utilizar softwares complejos posiblemente sea más adecuado el uso de herramientas de implementación más sencilla. Por el contrario, si se cuenta con técnicos especializados en el manejo de herramientas de modelación que tienen disponibilidad de tiempo para implementar modelos podrían usarse herramientas más complejas. En este caso es de gran apoyo el vínculo que pueda generarse con otros usuarios que manejen la herramienta.

c) ¿con cuánto tiempo se cuenta? El uso de herramientas de modelación del tipo SWAT requiere un tiempo de uso prolongado, que incluye desde el armado de grillas a la implementación del modelo, calibración y validación. En este sentido cabe preguntarse también para que se va a emplear el modelo, si es para una aplicación puntual o si se va a utilizar como herramienta para asesorar la toma de decisiones, en cuyo caso tal vez amerita hacer la inversión en recursos humanos para la implementar modelos más complejos.

d) ¿cuál es el tamaño de la cuenca? En general modelos del tipo SWAT es aconsejable que sean usados en cuencas de al menos 10.000 Ha. En cuencas de superficie menor a 100 Km², el tiempo de concentración al punto de cierre de la cuenca es inferior a 24 hs. Esto lleva a que un modelo de paso temporal diario no sea adecuado para reproducir la relación entre precipitación y caudal, debiendo pasar a un paso subdiario: horario, tri-horario por ejemplo. Por otra parte, los modelos como SWAT, son "modelos distribuidos" pensados para representar lo mejor posible la heterogeneidad de respuestas hidrológicas en función del uso, tipo de suelo y pendiente. En cuencas pequeñas, esta heterogeneidad muchas veces no es relevante y lo que importa es cómo se modela la generación del escurrimiento priorizando la intensidad de lluvia, tasas potenciales y reales de infiltración y las respuestas de la cuenca en función de la pendiente.

e) ¿con qué datos observados se cuenta? Los modelos más complejos en general requieren mayor cantidad de datos y con registros de alta frecuencia. En este sentido, posiblemente sea mejor generar la infraestructura de obtención, registro y acumulación de datos y luego comenzar a implementar modelos complejos, y no comenzar con dichos modelos sin tener datos para nutrirlos.

f) ¿cuánto se conoce la cuenca? El conocimiento que se haya podido generar de la cuenca de interés en forma previa es de gran utilidad a la hora de interpretar los procesos que ocurren en la misma, así como contribuir a la base de datos necesaria para la modelación. El conocimiento desarrollado en cuencas similares también puede ser una importante contribución (Panagopoulos et al., 2011; Narbondo et al., 2020).

La modelación a través de múltiples abordajes resulta muy relevante porque permite en contextos de baja disponibilidad de datos comparar, apoyar, discutir y complementar diversos resultados. Cada modelo es más efectivo con algunos procesos en particular y no hay un único modelo que represente adecuadamente todos los procesos (Mouratiadou et al., 2018; Srinivasan et al., 2018). Este tipo de abordajes permiten considerar el sesgo inherente a cada sistema de modelación basado en los supuestos que toma, los algoritmos que usa, la forma en que regionaliza los resultados, la información que emplea, entre otros (Srinivasan et al., 2018). De esta manera se reduce la incertidumbre de los resultados, o al menos queda explícita aquella relacionada a las propiedades de los modelos respecto de la vinculada con el funcionamiento global y regional del sistema.

La dificultad de implementación de modelos complejos como SWAT requiere además plantearse formas de trabajo colaborativas, no solo entre técnicos y usuarios para ver formas alternativas de resolución de problemas, sino también entre instituciones, donde algunas instituciones puedan tener más fortaleza en la obtención de datos de campo, algunas más vinculadas a suelo y otras a agua, mientras que otras cuentan con recursos humanos o capacidades de investigación más desarrolladas. En este sentido la colaboración entre instituciones que requieren tomar decisiones basadas en evidencia, instituciones con capacidad de colectar información y otras con mayor capacidad de investigación puede ser una alternativa muy sólida para conducir las transiciones hacia el desarrollo sustentable como región o país.

Tabla 2.11. Principales ítems a evaluar al momento de la estimación del aporte de nutrientes por coeficientes de exportación o SWAT.

	COEFICIENTES DE EXPORTACIÓN	SWAT
OBJETIVOS	comparar cuencas entre sí	
	comparar según cambios en los usos del suelo carga de nutrientes exportada anualmente	
CAPACIDADES	medidas de manejo	carga de nutrientes vinculada a la dinámica de precipitación y calidad del agua de los cursos de agua
	requerimientos reducidos	requerimiento de mayores capacidades
		vínculo con otros usuarios SWAT
TIEMPO	breve (dependiendo del detalle)	mayor demora (armado de grillas, implementación, calibración, validación)
TAMAÑO DE LA CUENCA	todos	> 10.000 Ha
DATOS OBSERVADOS	coeficientes de exportación, cuanto más detallados mayor complejidad	mayor número de datos climáticos, caudales, calidad del agua, manejo de nutrientes (cantidad, frecuencia, disponibilidad)
CONOCIMIENTO PREVIO DE LA CUENCA	no es necesario	es de gran utilidad conocer previamente la cuenca, o cuencas parecidas, así como trabajos previos de entes estatales o de la academia

2.5. CONCLUSIONES

Mediante la modelación del aporte de nutrientes de la cuenca por coeficientes de exportación se observó un aumento de la carga exportada a lo largo del tiempo. La mayor carga de nutrientes se debió a los usos agrícolas. La subcuenca que presentó la mayor carga exportada fue la del A° Rocha, seguida de la del A° Las Conchas y La Palma. Cuando se corrigió por unidad de superficie los mayores aportes por hectárea se

observaron en las subcuencas del A° La Palma, Las Conchas y Los Noques, siendo los que presentan un mayor porcentaje relativo de usos agrícolas.

Mediante la modelación con SWAT en la subcuenca del A° Las Conchas se pudo representar satisfactoriamente el caudal en paso mensual. Luego de la calibración y validación del mismo se realizó la verificación de los nutrientes exportados al arroyo al cierre de la subcuenca. Se pudieron representar adecuadamente los SS y PT, y en menor medida NT. La carga exportada en forma anual de PT y NT resultó en el mismo orden y en una magnitud similar a la estimada por el método de coeficientes de exportación para esta subcuenca, lo cual nos permite plantear que el método de coeficientes de exportación puede ser una herramienta útil para la gestión cuando no se cuenta con datos, tiempo y/o capacidades para desarrollar herramientas como SWAT.

DISCUSIÓN GENERAL

La cuenca de la Laguna de Rocha no ha sido ajena a la intensificación productiva que viene ocurriendo en nuestro país y en la región en las últimas décadas (Gazzano et al., 2019; Baeza et al., 2022). Dado que es una cuenca de aptitud baja a media para la agricultura, este proceso es muy dependiente de las condiciones de mercado, sin embargo en las últimas década se ha identificado una tendencia creciente de los usos agrícolas, lo que se ha traducido en un proceso de aumento en la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Rodríguez-Gallego et al., 2017; DINAMA et al., 2018; 2019; DINACEA et al., 2021). Adicionalmente esta cuenca recibe los aportes de los efluentes de la planta de tratamiento del saneamiento de la ciudad de Rocha, así como de algunas industrias (Rodríguez-Gallego et al., 2010; Quintans, 2011; Griffero et al., 2019). Aunado a esto las predicciones de cambio climático (IPCC, 2021) prevén entre otros aspectos un aumento de la frecuencia de eventos extremos de precipitación, con lo que aumentaría la entrada de grandes pulsos de nutrientes y sedimento a los ecosistemas acuáticos en contextos de mayor intensificación y expansión de la agricultura, así como debido al legado de P de los suelos. A su vez, el aumento de la temperatura podría provocar un aumento de la liberación de nutrientes por mayor ciclado microbiano, fuerte estratificación de los ecosistemas acuáticos, con la consecuente anoxia y liberación de nutrientes desde el sedimento, así como efectos en cascada a partir de reducción del tamaño y la eficiencia del zooplancton, todo ello potenciando aún más los síntomas de eutrofización (Jeppensen et al., 2009; Moss et al., 2011; Ockenden et al., 2017; Goyenola et al., 2020; Meerhoff et al., 2022). Inclusive se plantea que, manteniendo los niveles de fertilización actuales, únicamente por efectos del cambio climático en la precipitación y la temperatura los suelos aumentarán en gran magnitud su exportación de nutrientes a los ecosistemas acuáticos (Ockenden et al., 2017).

Todo ello deja en evidencia la vulnerabilidad de esta cuenca y nos conduce a pensar en la necesidad de reducir enormemente la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua. Para lograr este objetivo es necesario contar con el compromiso de todos los actores involucrados: productores rurales, comunidad, instituciones de distintos niveles de gobierno (local, departamental y nacional) y la academia entre otros (Smith et al., 2015). Ante esta problemática el Manejo Costero Integrado puede ser una herramienta adecuada para su abordaje dado su enfoque integrador, cíclico, dinámico, continuo e interdisciplinario que vincula gobierno y comunidad, intereses sectoriales y públicos,

gestión y ciencia, estableciendo mecanismos de gestión que tiendan a resolver los conflictos generados por el uso y la explotación inadecuada de los recursos (Chua, 1993; Olsen et al., 1997; GESAMP, 1999). Esto nos permitiría ir haciendo ajustes progresivos para atender la problemática de la calidad del agua. Por otra parte, la combinación de múltiples modelos (enfoques multimodelo) en el abordaje de las problemáticas socio-ambientales ha cobrado gran relevancia en los últimos años, permitiendo generar aproximaciones con mayor nivel de robustez y certeza de los resultados derivados, a pesar de las dificultades asociadas y la mayor carga de trabajo en comparación con un estudio de modelo único (Srinivasan et al., 2018; Friedland et al., 2021). En este sentido, para comprender mejor la problemática de la calidad del agua en la cuenca de la Laguna de Rocha y su relación con los usos del suelo se combinaron varias metodologías: mapeo de variables fisicoquímicas obtenidas en monitoreos de largo plazo, el conocimiento ecológico local de los actores de la cuenca con cercanía a los cursos de agua y la modelación del aporte de nutrientes desde los usos y coberturas del suelo de la cuenca hacia los cursos de agua con dos aproximaciones diferentes.

La representación espacial de las variables fisicoquímicas y su análisis en relación con los límites establecidos por las recomendaciones nacionales e internacionales permitió identificar las subcuencas que presentan mayor deterioro de la calidad del agua (mayor concentración de nutrientes y de clorofila-a), destacándose las subcuencas del A° Las Conchas y del A° La Palma como las más comprometidas. El análisis temporal de estas variables permitió identificar los cambios ocurridos en las últimas décadas, posiblemente asociados al incremento de los usos agrícolas y a los cambios en las tecnologías utilizadas en dicha actividad (Carpenter, 2005; Carpenter et al., 2011; Perdomo et al., 2015; Sharpley, 2015; Anguiano-Cuevas et al., 2015; Jarvie et al., 2017; Rodríguez-Gallego et al., 2017; Jordan et al., 2017; Aubriot et al., 2017; Goyenola et al., 2021).

Mediante el estudio del conocimiento ecológico local de los actores de la cuenca vinculados a los principales cursos de agua y la laguna se pudieron identificar algunos eventos puntuales posiblemente asociados al deterioro en la calidad del agua, así como zonas del territorio de mayor presión sobre la misma, fundamentalmente asociadas a las subcuencas del A° La Palma y del A° Las Conchas. Entre ellas se destacaron los usos agrícolas, algunos aportes industriales y los aportes de nutrientes de zonas urbanas. No se describieron eventos de cambios en la coloración ni manchas en el agua. Es de destacar que los actores que llevan mayor tiempo vinculados a la laguna describieron

cambios en la abundancia, frecuencia de aparición y/o tiempo de permanencia de algunos productores primarios en este cuerpo de agua. Dentro de estos se pudieron distinguir plantas sumergidas, macroalgas e inclusive algunos conglomerados de microalgas. Para estos últimos se describieron algunos eventos de grandes acumulaciones de varios meses de duración, especialmente en el bolsón del norte y en la zona noroeste de la laguna. Si bien se debería trabajar en mayor profundidad en la temática, es de destacar que estos actores describieron con detalle los diversos organismos presentes en la laguna, y en algunos casos su relación con el nivel del agua y la salinidad de la misma. También se identificó por los actores consultados una relación entre los usos del suelo que se realizan en la cuenca y el estado de los cuerpos de agua, así como el rol que juega la dinámica de apertura y cierre de la barra de la laguna en la “limpieza” de la misma. Esto refuerza lo mencionado previamente, que el conocimiento ecológico local por desarrollarse *in situ*, atendiendo a las particularidades ecológicas y socioculturales de cada lugar presenta un alto potencial para aportar información temporal y espacial (Johannes et al., 2000; Lopez y Bozelli, 2014; Lopez-Juambeltz et al., 2020). También se le reconoce como una herramienta para la gestión sostenible de los territorios, fortaleciendo y complementando el conocimiento científico (Huntington, 2000; Reyes-García, 2007; Reyes-García, 2009), a la vez que permite un mejor entendimiento de la problemática y la construcción de propuestas más adecuadas a ese territorio (Smith et al., 2015).

A su vez, la modelación del aporte de nutrientes desde la cuenca por coeficientes de exportación permitió identificar las subcuencas de mayor aporte, y el incremento de éste asociado a un aumento de la superficie de uso agrícola. Por su parte, la modelación con SWAT del aporte de nutrientes desde la subcuenca del A° Las Conchas permitió vincular además del aporte debido a los usos y coberturas del suelo, otras variables de gran importancia para determinar la exportación de nutrientes como la pendiente, tipo de suelo, manejo agropecuario y las variables asociadas al clima (precipitación, temperatura, humedad, radiación solar y viento). Además permitió relacionar los aportes de nutrientes y partículas movilizados por escorrentía con la concentración de nutrientes y sólidos en suspensión observadas en el curso de agua. La carga de nutrientes exportados anualmente por la subcuenca del A° Las Conchas obtenida a partir de las dos metodologías de modelación resultó similar y en el mismo orden de magnitud. Esto resulta relevante dado que nos permite plantear que la determinación de la exportación de

nutrientes por coeficientes de exportación es una metodología válida y confiable cuando no se cuenta con las capacidades para desarrollar modelos más complejos como SWAT, siendo una aproximación rápida, de bajo costo y de implementación sencilla, todo lo cual puede ser de gran interés como herramienta de apoyo a la gestión y a la toma de decisiones (Johnes, 1996; Liu et al., 2009; Rodríguez-Gallego et al., 2017; Martínez, 2021).

En síntesis, la combinación de estas metodologías de abordaje a la problemática de la calidad del agua en la cuenca de la Laguna de Rocha permitió identificar las zonas de la cuenca que han presentado un cambio en los usos del suelo, fundamentalmente a usos agrícolas que presentan un mayor aporte de nutrientes. Esto se tradujo en un aumento de la concentración de nutrientes en los cursos de agua de la cuenca a lo largo del tiempo. Si bien estos cursos de agua han sufrido un deterioro de la calidad del agua, los efectos aún no son extremadamente visibles y solo se describieron eventos puntuales relativamente localizados en el espacio. Es necesario resaltar la dificultad que existe de evaluar la calidad del agua a través del conocimiento ecológico local, dado que las manifestaciones visibles “a simple vista” ocurren cuando el deterioro es extremadamente avanzado y de muy difícil solución (Whorowski, 1992; López y Bozelli, 2014). A nivel de la laguna, si bien la concentración de nutrientes es relativamente elevada, no se describieron cambios severos en relación a la calidad del agua, aunque sí cambios en algunos productores primarios. Es de destacar que algunos eventos de deterioro registrados por la comunidad científica como floraciones de fitoplancton (Conde et al., 2004; Bonilla et al., 2006; Cabrera, 2015) y el crecimiento excesivo de macrófitas (Rodríguez-Gallego et al., 2015) no fueron descritos por los actores consultados, los que por otra parte detectaron cambios en macroalgas y aglomeraciones visibles de microalgas, que no están siendo cabalmente incluidos en el monitoreo sistemático de la calidad del agua de esta cuenca. Estas proliferaciones también podrían ser indicadoras de eutrofización en lagunas costeras (Viaroli et al., 2010).

Por último, resulta importante resaltar el rol que puede estar teniendo la dinámica de apertura y cierre de la barra de la laguna en la descarga de agua con mayor concentración de nutrientes proveniente de la cuenca hacia el mar, y el posterior ingreso de agua salada, resultando en una dilución y menor concentración de nutrientes en el sistema. Esta dinámica ha sido altamente reconocida en sistemas lacustres similares a nivel mundial (Kjerfve, 1994; Conde et al., 2000; Whitfield et al., 2012; Roselli et al., 2013;

Perez-Ruzafa et al., 2019) y su adecuado mantenimiento resulta de interés fundamental para la salud de los ecosistemas acuáticos y de las comunidades en relación a estos (Conde et al., 2000; Conde et al., 2015; Rodríguez-Gallego et al., 2017; DINAMA et al., 2020; DINACEA et al., 2021).

La tendencia creciente de intensificación de los usos del suelo de la cuenca de la LR, potenciada por el riesgo de degradación asociado al cambio climático justifica la necesidad de continuar con el monitoreo de calidad del agua de la cuenca en el largo plazo, a la vez que evaluar mejor algunas fuentes de aportes puntuales de nutrientes como los urbanos e industriales. También se considera relevante comprender y cuantificar el efecto de la apertura de la barra en el proceso de eutrofización y la acumulación de nutrientes en el sedimento, en relación además al aumento de la temperatura, donde la combinación con el conocimiento ecológico local podría ser relevante para detectar a tiempo los eventos.

RECOMENDACIONES DE MANEJO

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis se proponen recomendaciones de manejo integrado en base a 6 ejes que intentan abordar las principales problemáticas identificadas en la cuenca de la Laguna de Rocha en relación a la calidad del agua. Se sugieren además los principales actores que se entiende deberían formar parte en el abordaje de cada eje (Figura 2).

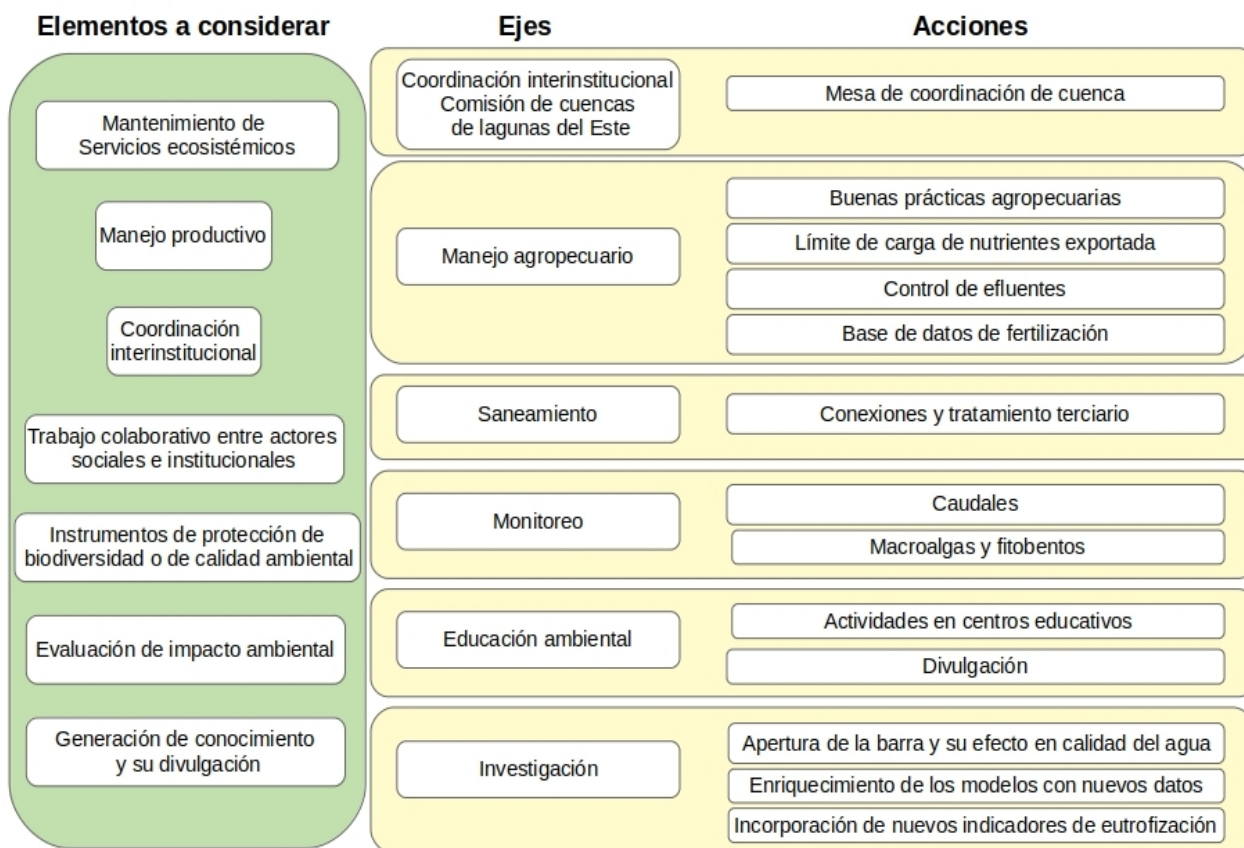


Figura 2. Recomendaciones de manejo integrado para la cuenca de la Laguna de Rocha.

Eje 1- Mesa de coordinación de cuenca inter Ministerios - Comisión de Cuencas de Lagunas del Este

Justificación: la LR y su entorno son sitios con gran biodiversidad, que han despertado el interés para la conservación tanto a nivel nacional como internacional, sin embargo parece haber una desacople entre las políticas de desarrollo productivo y la matriz ambiental que se quiere conservar. En las últimas décadas se ha producido una reducción del área destinada a campo natural a la vez que aumentó la superficie destinada a agricultura y aforestación (Rodríguez-Gallego et al., 2017 y el presente trabajo). Dado que la mayor carga de nutrientes de la cuenca proviene de fuentes difusas (MA, 2021 y este trabajo) y en su mayoría de los usos agropecuarios, parece necesario establecer medidas de coordinación interinstitucional para promover el cuidado expreso de esta cuenca. Por otra parte, varios de los actores consultados en las entrevistas manifestaron la necesidad de que exista una coordinación interinstitucional, que ajuste el cumplimiento de la normativa ya existente a nivel país para velar por la salud de los ecosistemas. Esta

instancia debe articular de manera efectiva con otras iniciativas existentes como la CAE del PPLR, de manera de evitar la duplicación de esfuerzos.

Objetivo: establecer estrategias y acuerdos interinstitucionales para la reducción de la carga de nutrientes exportada por la cuenca de la LR.

Acciones: promover un acuerdo en el que los Ministerios de Ambiente, Ganadería Agricultura y Pesca, Industria e IDR se comprometan a llevar adelante el fortalecimiento de acciones que promuevan una reducción considerable de la exportación de nutrientes desde la cuenca a los cuerpos de agua. Este eje se considera fundamental para el fortalecimiento y/o el cumplimiento del resto de los ejes y podría ser promovido desde el Comité de cuencas de Lagunas del Este.

Actores involucrados: MA, MGAP, Comité de cuencas de Lagunas del Este, IDR, CURE-UDELAR, MinTur, MVOT, MIEM, asociaciones de productores rurales y emprendedores.

Eje 2- Manejo agropecuario

a) Aplicación de buenas prácticas agrícolas

Justificación: se registró un aumento en la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua de la cuenca que se explica en parte por la intensificación de los usos del suelo ocurrida en las últimas décadas y los valores de concentración de P superan el umbral requerido para el desarrollo de cianobacterias potencialmente nocivas (Cabrera, 2015). Asimismo varios autores han demostrado que existen alternativas desde el manejo productivo para reducir esta carga de P al implementar diferentes prácticas productivas paliativas como el diseño de rotaciones de cultivos (Weinstein, 2022), la planificación espacial de los usos del suelo (Rodríguez-Gallego et al., 2019) y el uso de zonas buffer (Ruibal, 2018).

Objetivo: reducir el ingreso de nutrientes de forma particulada y difusa a los cuerpos de agua (intermitentes y permanentes) de la cuenca.

Acciones: Se recomienda el mantenimiento de zonas buffer y la conservación de los drenajes empastados sin la aplicación de herbicidas con el fin de mitigar los impactos de la erosión sobre la laguna, así como evitar los cultivos en zonas próximas a los bajos; control de la erosión a través del cumplimiento estricto de los Planes de Uso y Manejo de Suelos; el análisis de suelo y evaluación de las necesidades de los cultivos previo a la

aplicación de los fertilizantes, la aplicación de fertilizantes de liberación lenta siempre que los cultivos lo permitan, la incorporación en el suelo del fertilizante fosfatado para disminuir la estratificación de P, la no aplicación de fertilizantes en zonas con alta probabilidad de transporte de los fertilizantes aplicados, así como la inversión esporádica del suelo (Perdomo et al., 2015; Sharpley, 2015; Decreto N° 1030/2016; Jarvie et al., 2017; Lescano et al., 2017; Ruibal, 2018; Pérez et al., 2020; Piñeiro, 2021) entre otras medidas. Esto requiere especialmente contar con un sistema coordinado (por ejemplo en el marco del convenio mencionado en el punto anterior) de asesoramiento técnico especializado para la reducción de la exportación de nutrientes, de manera integrada al sistema productivo de cada predio. Cortés-Capano (2021) demostró como los productores demandan mayormente asistencia técnica para incorporar medidas de sustentabilidad en su producción por sobre demandas de financiamiento. Asimismo, gestiones ante instituciones financiadoras que incluyan requisitos de medidas de mitigación ambiental para condicionar préstamos para el sector productivo debería ser otra acción a considerar. Programas que faciliten el acceso a subvenciones sujetas a la incorporación de medidas de sustentabilidad, como el establecido por PPR del MGAP, han mostrado que muchas de las medidas perduraron hasta la fecha.

Actores involucrados: para incorporar estas medidas de manejo a nivel de predio se requerirá del trabajo conjunto de los productores agropecuarios de la cuenca con los técnicos que realizan el asesoramiento productivo, los que deberán ser capacitados sobre manejos y alternativas para mitigar y reducir la exportación de nutrientes desde la producción agropecuaria, pero también y fundamentalmente un trabajo coordinado entre el MGAP y el MA que deberán acordar los lineamientos y políticas para la producción agropecuaria en la cuenca en condiciones acordes a la matriz ambiental que se quiere conservar, pudiendo verse integrado el SNAP, las Sociedades de Fomento Rural y el CURE-UDELAR.

b) Establecimiento de una carga de nutrientes límite por subcuenca

Justificación: esta recomendación se fundamenta en que la cuenca de la LR presentó una carga anual de nutrientes que mayormente depende de las fuentes de aporte difuso (MA, 2021), que se identificaron al menos dos subcuencas con elevado aporte de nutrientes por hectárea, que además superaron ampliamente el umbral de superficie relativa destinada a agricultura para el deterioro de la calidad del agua (Haakonsson, 2022), a la vez que se observó una reducción de la superficie de campo natural proveedora del

servicio ecosistémico de control de la erosión y prevención de la eutrofización (Nin et al., 2016) y que diversos autores proponen que las grandes medidas para el cuidado de la calidad del agua deben realizarse a escala de cuenca hidrográfica (Carpenter, 2005; Rodríguez-Gallego et al., 2012; Cabrera, 2015; Smith et al., 2015; Ockenden et al., 2017). En este sentido Rodríguez-Gallego et al., 2019 sugieren un umbral de exportación de nutrientes ajustado a la carga que puede recibir la laguna sin aumentar la concentración de P soluble en el agua que pueda promover el desarrollo de cianobacterias.

Si bien las acciones que se plantean para este eje se consideran de difícil implementación dado que implica la coordinación entre productores para reducir los aportes, por otro lado podría estar sujeta a acuerdos regulados por el mercado y de colaboración que podría ser novedoso de ensayar. En este sentido, consideramos adecuado su planteo dado que de ser posible generarían un bien común mayor, que surge de la coordinación de múltiples actores.

Objetivo: establecer un límite a la carga de nutrientes que puede exportar cada subcuenca y por tanto un límite a cada productor por unidad de superficie.

Acciones: esta medida debería ser acompañada del diseño de mecanismo de colaboración o mediados por el mercado para que los productores intercambien capacidad de exportación de nutrientes entre sí, sujetos a que la cuenca no supere un umbral establecido. Previamente debería existir un acuerdo interministerial MVOT-MGAP-MA que asegure el cumplimiento de esta medida, así como el apoyo a los productores rurales para estimular su adhesión a las medidas establecidas. Con la ayuda de técnicos capacitados para el uso de la modelación por coeficientes de exportación (ver Wenstein, 2022) se podría realizar la planificación de los usos de suelo en cada subcuenca, tendiendo a una reducción de los aportes de nutrientes y procurando mantener la productividad a escala de predio. Asimismo se podría capacitar a productores para mejorar su desempeño ambiental y productivo en base a la ganadería en campo natural, la que ha demostrado tener el potencial para aumentar su producción conservando el ecosistema, siendo además la actividad que aporta menor cantidad de nutrientes por unidad de superficie. Para ello será de gran aporte que aquellos productores que al día de hoy trabajan exitosamente con formas de producción con menores requerimiento de aporte de nutrientes externos compartan su experiencia con otros.

Es posible que en una zona turística como esta cuenca la producción sustentable además pueda atraer otro valor agregado como el turismo. Como marco de apoyo a estas

medidas se podría utilizar la figura de Parque Departamental de las Directrices departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (IDR, 2012; Decreto departamental 3/014), así como el Plan de Manejo del PPLR y su programa de incentivo para la producción sustentable.

Actores involucrados: MGAP, MA, MVOT, MinTur, IDR, Técnicos agropecuarios, asociaciones de productores, Licenciados en Gestión Ambiental, CURE, corporaciones turísticas.

c) Control de efluentes de tambos y sistema de engorde de ganado a corral

Justificación: si bien estas actividades realizan aportes relativamente menores de nutrientes a la cuenca de la Laguna de Rocha (MA, 2021) por su menor importancia relativa en la producción local, se considera que la mejora en el control y tratamiento de los efluentes de todas las actividades contribuye en mayor o menor medida a una reducción del aporte de nutrientes a los cursos de agua.

Objetivo: realizar y reforzar el control de los efluentes de tambos y sistema de engorde de ganado de la cuenca, fortaleciendo las capacidades de los productores para una producción más sustentable.

Acciones: se debería realizar por parte del MA un control frecuente de los efluentes provenientes de tambos y sistemas de engorde de ganado de la cuenca, así como una actualización continua de la ubicación de nuevas fuentes puntuales y del resultado de los análisis de efluentes en el Observatorio Ambiental Nacional del MA. Se controlará específicamente el cumplimiento de los límites establecidos por la normativa nacional para dichas actividades (Decreto 253/79 y modificativos). Asimismo se debería contar con programas del MGAP-MA para fomentar la adopción de medidas de manejo sustentable y de reducción de nutrientes de estos emprendimientos, siguiendo medidas similares a las mencionadas en el punto 2a).

Actores involucrados: MGAP, MA, productores y asociaciones rurales, CURE-UDELAR, técnicos asociados a la producción agropecuaria.

d) Base de datos para la planificación y gestión del aporte de nutrientes a nivel de la cuenca de la LR

Justificación: como parte de las herramientas fundamentales para la gestión de la calidad del agua a nivel de cuencas se hace necesario conocer los aportes de nutrientes que se

realizan a dicha escala y a nivel de predio, así como actualizar y refinar la información referente a nutrientes del suelo en la cuenca (Smith et al., 2015; Sharpley et al., 2015; Perdomo et al., 2015).

Objetivo: mejorar la accesibilidad a (o disponibilizar) los datos de manejo de nutrientes de los productores de la cuenca de la Laguna de Rocha y mejorar la información de suelos con que se cuenta en la actualidad.

Acciones: buscar mecanismos similares a los involucrados en los Planes de Uso del suelo, donde los productores deban llevar un registro sistemático de la aplicación de nutrientes a nivel predial. Para ello se podría desarrollar una aplicación web que permita la construcción de una base de datos de aporte de nutrientes (masa y tipo de fertilizante, fecha de aplicación, ubicación en SIG entre otros). Esto permitiría a las instituciones responsables aplicar herramientas para la gestión de la cuenca como la realización de balances de P y N a escala de predios (Pírez et al., 2021), aplicar el índice de P a diferentes potreros (Perdomo et al., 2015) identificando zonas de mayor riesgo de exportación de nutrientes en las que deban aplicar las medidas de manejo tendientes a reducir o evitar la llegada a los cursos de agua. Adicionalmente se podría trabajar en la generación de datos de suelo a nivel de la cuenca que permita una actualización de los niveles de nutrientes en dicha matriz y con mayor detalle espacial.

Actores involucrados: MA, MGAP, Dirección Departamental del MGAP, productores y asociaciones de productores, CURE-UDELAR.

Eje 3- Saneamiento

a) Mejora en el sistema de saneamiento de la ciudad de Rocha y localidades asociadas: conexiones y tratamiento

Justificación: la ciudad de Rocha cuenta con un servicio de saneamiento insuficiente por su capacidad de tratamiento fundamentalmente y en menor medida por su cobertura (<60% en la ciudad de Rocha, OSE (2021)), siendo una fuente permanente de ingreso de nutrientes a la cuenca, principalmente a través del A° Rocha, pero también a través del A° Las Conchas mediante la Cañada del Ejido (Rodríguez-Gallego et al, 2010; Quintans, 2011; Rodríguez-Gallego et al., 2017; DINAMA et al., 2021), así como de otros contaminantes emergentes (Griffero et al., 2019). Asimismo las localidades asociadas como La Riviera y el Puerto de los Botes cuentan únicamente con pozos negros

perforados con escaso uso de barométricas, lo que representa un importante riesgo por su cercanía a la LR.

Objetivo: reducir la carga de nutrientes que ingresa a la cuenca de la Laguna de Rocha desde los aportes de la ciudad de Rocha y localidades asociadas.

Acciones: se debería promover la incorporación de un sistema de tratamiento de tipo terciario en la planta de tratamiento del saneamiento en Rocha, que reduzca la carga de nutrientes que ingresa a los cuerpos de agua de la cuenca así como la ampliación de la conexión al saneamiento de la ciudad de Rocha. En algunos barrios alejados o en las localidades asociadas se debería explorar y promover sistemas alternativos dependiendo de las condiciones de cada sitio, en especial para los sitios inundables. Estas medidas, como humedales para el tratamiento o baños secos no están contempladas en la normativa nacional y en forma parcial en la departamental, lo que constituye una necesidad de actualización a nivel país.

Actores involucrados: OSE, IDR, MA, CURE-UDELAR

Eje 4- Monitoreo

a) Complemento del monitoreo actual de la cuenca de la Laguna de Rocha con el registro simultáneo de caudales y nutrientes

Justificación: en los últimos años se vienen realizando esfuerzos interinstitucionales (MA, Udelar, OSE, IDR, MGAP) para llevar adelante un monitoreo estacional de la cuenca de la Laguna de Rocha y de otras lagunas costeras. Si bien es un muestreo que genera datos de un conjunto de variables y matrices muy amplio, hasta el momento no se ha logrado incorporar el registro de caudales, sin embargo esta variable es fundamental para determinar la carga de nutrientes transportada (Calliari et al., 2022) y se ha propuesto como una necesidad para el monitoreo de algunas subcuencas con mayor concentración de nutrientes en el curso de agua (DINACEA et al., 2021). Contar con esta serie de datos contribuiría a conocer la carga de nutrientes en determinado período de tiempo, a la vez que mejoraría la disponibilidad de datos para estudios vinculados a la modelación del aporte de nutrientes desde la cuenca y la simulación de la misma en diversos escenarios de aplicación de buenas prácticas agropecuarias, de cambios de los usos del suelo y de cambio climático, todo lo cual podría redundar en una mejor planificación y gestión a nivel de cuenca (Smith et al., 2015). En el último año la IDR, en acuerdo con el SNAP y MTOP

han gestionado la colocación de 4 reglas en la cuenca para el registro de nivel del agua (Laguna de Rocha, Las Conchas, Paso Real y Riviera) y pluviómetros. Estas reglas dan el nivel del agua en tiempo real, con un registro cada 15 minutos.

Objetivo: gestionar el acceso a la información de caudales que permita avanzar en el conocimiento de la dinámica de aporte de nutrientes desde la cuenca de la Laguna de Rocha, mejorando las condiciones para estimar la carga de nutrientes aportada por cada subcuenca.

Acciones: se debería coordinar con la IDR el acceso a los datos de nivel, a la vez que promover la construcción de curvas de aforo para cada estación de monitoreo de caudal. Se debería coordinar con el IMFIA (Facultad de Ingeniería) para el control de calidad de los datos de caudal y su análisis primario. También se debería trabajar en la posibilidad de disponibilizar esos datos.

Actores involucrados: Facultad de Ingeniería, CURE-UDELAR, SNAP, IDR, MA, MTOP.

b) Complemento del monitoreo actual de la cuenca de la Laguna de Rocha con el registro de macroalgas y fitobentos

Justificación: algunos productores primarios de la LR han sido ampliamente estudiados, en especial el fitoplancton y las plantas fanerógamas sumergidas (Bonilla et al., 2005; Rodríguez-Gallego et al., 2015; DINAMA et al., 2019; DINACEA et al., 2020; Martínez et al., 2020), sin embargo otros no han sido tan atendidos como el fitobentos (Conde et al., 1999) y las macroalgas. En este trabajo una gran parte de los actores entrevistados manifestó cambios en la abundancia, frecuencia de aparición o mayor tiempo de residencia de algunos productores primarios. Dado que los síntomas de eutrofización en muchos casos se observan cuando el deterioro de los ecosistemas es de gran envergadura, y a que en lagunas costeras en conexión con el mar es relativamente frecuente que la eutrofización se manifieste también por la abundancia de macroalgas o fitobentos (McGlathery, 2001; Viaroli et al., 2010), consideramos que los cambios en la dinámica de estos productores primarios pueden ser un indicio de deterioro, y por tanto deben ser incorporados al sistema de monitoreo regular.

Objetivo: caracterizar y monitorear la dinámica de productores primarios macroscópicos en la Laguna de Rocha, así como su evolución espacial y temporal.

Acciones: se realizará un monitoreo de los productores primarios macroscópicos que se incorpore y complemente a los datos que se vienen generando con el monitoreo

estacional de lagunas costeras. Se establecerán líneas de trabajo en conjunto con los pescadores artesanales de la Laguna de Rocha para el monitoreo ciudadano de los mismos, en el entendido de que el conocimiento ecológico local que han desarrollado proviene de un vínculo estrecho de varias décadas de contacto de muy alta frecuencia y en dependencia con las variables del entorno. Se desarrollarán instancias que promuevan el intercambio de saberes acerca de estos organismos en la laguna, así como la puesta en común de cuál es cuál, la generación de un catálogo de imágenes (y sus diversas nomenclaturas) y su evolución con el paso del tiempo.

Actores involucrados: pescadores artesanales de la Laguna de Rocha (de Puerto de los Botes y de la Barra), CURE-UDELAR, DINARA

Eje 5- Educación ambiental

a) Actividades en centro educativos sobre calidad del agua y eutrofización

Justificación: en la últimas décadas se ha vuelto evidente la necesidad del abordaje de la educación ambiental como temática transversal, promoviendo estrategias que contribuyan al desarrollo de ciencia ciudadana, cuidado y conocimiento de los ambientes de proximidad desarrollando acciones que conduzcan al aprendizaje desde la práctica cotidiana con cuestiones concretas y de significancia para los niños.

Objetivos: abordar los problemas de calidad del agua combinando herramientas de campo y de laboratorio, incorporando además la mirada del arte y la integración de los saberes locales, y que permitan un acercamiento a la comprensión del proceso de eutrofización y de las acciones para mitigarla.

Acciones: se coordinarán actividades con los centros educativos que lo soliciten directamente al CURE y a través del Programa Cultura Científica del MEC, o en su defecto se propondrá como actividad a ofrecer a los centros educativos por el CURE, así como a las diferentes asociaciones de vecinos. Se utilizarán los protocolos de trabajo generados y adaptados para actividades de extensión del Laboratorio de Calidad del Agua del CURE, que incluyen el trabajo sobre algunos conceptos clave de calidad del agua, fuentes de contaminación puntuales y difusas, eutrofización y cuenca hidrográfica, así como la realización de la simulación de procesos de escorrentía en parcelas fertilizadas y no fertilizadas, y la determinación analítica de PO₄ adaptado a campo, a partir de lo cual se discuten los resultados. Adicionalmente se propondrán actividades de monitoreo de

duración y frecuencia a determinar de algunas variables de calidad del agua en algunos centros educativos que cuenten con cursos de agua en las cercanías de sus instalaciones. Para ello se usarán dispositivos del Programa CeiLab (de Ceibal) con que algunos centros ya cuentan o se tramitará su solicitud. Se explorarán herramientas para monitorear la cobertura de biomasa de plantas y residuos sólidos a través de imágenes tomadas con Ceibalita. También se construirán algunas herramientas básicas de monitoreo como disco de Secchi y medidor de profundidad y se realizarán análisis químicos de PO₄ con la metodología adaptada a campo. Se coordinará con la Tecnicatura en Artes Plásticas y Visuales del CURE para trabajar desde una mirada más integral, de forma de evidenciar y vivenciar el vínculo arte-ciencia. Se trabajará en propuestas que contribuyan en forma concreta a la mejora de estos cursos de agua y su entorno.

Se podrá postular a llamados de la Comisión Sectorial de Extensión y Actividades en el Medio (CSEAM) de la UdelaR y al programa Cultura Científica del MEC en apoyo a las actividades.

Actores involucrados: estudiantes y docentes de centros educativos de primaria, secundaria y de formación docente, programa Cultura Científica del MEC, CSEAM, CURE, CeiLab.

b) Divulgación de los resultados obtenidos en el Monitoreo de Lagunas Costeras

Justificación: desde el año 2017 se viene realizando el Monitoreo de Lagunas Costeras del Uruguay de forma interinstitucional, lo que ha generado mucha información de un conjunto de variables y matrices muy amplio. Esta información ha generado informes técnicos muy detallados (DINAMA et al, 2018; DINAMA et al., 2020; DINACEA et al., 2021), así como diversas presentaciones en congresos (Rodríguez-Gallego et al., 2019; Lescano et al., 2020; Martínez et al., 2020; Pasquariello et al., 2020), cartillas de acceso web, presentaciones en la Comisión Asesora Específica del PPLR, en reuniones con productores de la cuenca y presentaciones en la Barra de la LR. Sin embargo, durante el trabajo en las entrevistas se detectó la falta de conocimiento de varios actores acerca de los resultados concretos de dicho monitoreo y particularmente del estado de la calidad del agua de la cuenca o confusiones acerca de si se está por debajo o por encima de los límites establecidos por las normativas actuales relacionadas a calidad del agua, así como la implicancia de ello en la salud del ecosistema.

Objetivo: explorar mecanismos de comunicación que permitan el acceso a los resultados obtenidos del Monitoreo de Lagunas Costeras a los actores de la cuenca de la Laguna de Rocha.

Acciones: se deberían realizar instancias de presentación y discusión de algunos grandes resultados del Monitoreo de Lagunas Costeras, particularmente sobre los resultados en la Laguna de Rocha, con formato accesible para público general en encuentros por tipo de actores, de forma que permita las consultas y el intercambio llano y distendido entre todos los participantes. Se diseñará un sistema de flyers y mensajes cortos que puedan ser enviados por redes sociales y que mantenga informada a la población o turistas interesados.

Actores involucrados: productora/es rurales, pescadora/es artesanales, guardaparques, vecinos, CURE-UdelaR, MA, IDR, OSE, DINARA.

c) Divulgación de los resultados obtenidos en diversas investigaciones sobre la Laguna de Rocha a lo largo de los años

Justificación: la Laguna de Rocha y su entorno ha sido estudiado por décadas por diversos investigadores de la UdelaR y de otras instituciones vinculadas. En consecuencia el conocimiento generado en ese período es extremadamente amplio. Dadas sus características paisajísticas, culturales, ecosistémicas y productivas resulta interesante realizar una síntesis que relate para los más pequeños (y otros no tanto) las bellezas de la zona, los procesos que allí ocurren, así como los cambios acontecidos en las últimas décadas y los desafíos que se plantean. También interesa destacar el trabajo colaborativo y la construcción del conocimiento en base a pequeños bloques a los que cada uno contribuye. Como antecedentes resultan interesantes los libros de +Cerca Ediciones de Silvia Soler y colaboradores que han trabajado diversos temas de investigación en Uruguay, promoviendo el acercamiento de la ciencia al público infantil.

Objetivo: generar una publicación en formato de divulgación de la Laguna de Rocha y su entorno desde una mirada integral.

Acciones: se definirá un público objetivo y se elaborarán los contenidos con diversos investigadores que han trabajado en el área desde mucho tiempo atrás. Algunos posibles temas a transitar son: cómo se formaron las lagunas costeras?, quiénes fueron los primeros pobladores de las lagunas costeras?, quiénes son los pobladores actuales de la LR?, fiscoquímica y dinámica de la barra arenosa, qué comunidades viven en la LR,

biodiversidad y PPLR, la pesca artesanal en la LR (pesca propiamente) y emprendimiento “Cocina de la Barra”, cambios en los usos del suelo y proceso de eutrofización y calidad del agua en general, la fauna y la caza, qué cosas podemos cambiar (humedales, zonas buffer, monitoreo, diálogo, planificación y ordenamiento territorial)?, entre otros. Se explorará la posibilidad de inclusión del paisaje sonoro a través del uso de códigos QR (Chamorro y Campugiani, 2014). También se explorarán trabajos realizados en el marco de la Tecnicatura en Artes Plásticas y Visuales del CURE y se contactará a sus autores. Estos contenidos serán adaptados al público objetivo. Se realizará la búsqueda de fondos para la financiación de la edición y la publicación de los ejemplares. Entre ellos se explorarán los Fondos Concursables para la Cultura del MEC (categoría Proyecto Editorial), Fondos de Popularización de Ciencia, Tecnología e Innovación de ANII y los Fondos de Consolidación de la Extensión de CSEAM UdelaR, entre otros.

Actores involucrados: investigadores de la LR y su cuenca, pescadores, CURE-UDELAR, editoriales, instituciones de financiación, MA.

Eje 6- Investigación

a) Estudiar el efecto de las aperturas de la barra de la LR y sus condiciones previas sobre la calidad del agua y sedimento en la LR.

Justificación: la LR cuenta con un protocolo para la apertura de su barra arenosa desde el año 2016, este se construyó en base al conocimiento académico, pero considerando especialmente consensuar con los actores vinculados a la laguna y resulta de un largo proceso de trabajo en el área (Conde et al., 2019). Si bien muchos de los actores consultados en este trabajo se refirieron al proceso de apertura de la barra arenosa de la LR como entre otras cosas un mecanismo de “limpieza” de la misma, se manifestaron varios desacuerdos acerca del proceso de toma de decisión de la apertura y resaltaron la necesidad de flexibilizarlo. Por su parte quienes se encuentran más vinculados al proceso de la toma de decisión relataron múltiples presiones por parte de los distintos actores de la cuenca para acelerar el proceso de apertura artificial de la barra. En este sentido parece adecuado generar algunos esfuerzos adicionales para reafirmar que no es adecuado cualquier proceso de apertura sino que deben darse ciertas condiciones para que ésta sea realmente efectiva.

Objetivo: comprender los efectos de diferentes condiciones de apertura de la barra sobre diferentes componentes de la laguna (nutrientes en agua y sedimento, sedimentos en los canales de la barra, pesca, aves, humedales litorales, etc.) Como forma de evaluar el protocolo actual de apertura e introducir mejoras en el mismo como condición amortiguadora para la calidad del agua en la Laguna de Rocha.

Acciones: se explorarán las bases de datos existentes al momento de calidad del agua de la LR así como datos de las características de los eventos de apertura de la barra de la LR y climáticas. Se diseñarán estudios específicos para cada uno de los componentes que se quiera evaluar en relación a la apertura de la barra entre los que se incluyen modelos hidrodinámicos y muestreos específicos comparando diferentes condiciones de apertura de la barra (nivel dentro de la laguna y en el mar, viento, precipitación, etc).

Actores involucrados: SNAP, IMFIA, CURE-UDELAR, IDR, MA, DINARA

b) Profundización y mejora de los abordajes que se vienen realizando a partir de los datos generados en las recomendaciones de los ejes 2d y 4.

Justificación: durante el trabajo en esta tesis no se contó con datos de caudal medidos. En lugar de ello se pudo trabajar con datos simulados. De contar con datos de registro automatizado de caudal se podrían conocer las dinámicas de los más importantes cursos de agua en términos de volumen de agua transportada y con ello mejorar las estimaciones de carga de nutrientes exportada anualmente y a escalas más pequeñas de tiempo. Adicionalmente se podría establecer el error asociado a los caudales simulados por otras metodologías. Por su parte con los datos de manejo de fertilizantes de la cuenca y datos de nutrientes en suelo se podría contribuir al enriquecimiento y mejora de modelos empleados que al momento cuentan con información poco detallada. También a partir de estos datos se podrían construir grillas para alimentar modelos más simples con interfaz SIG y explorar modelos de riesgo de exportación de nutrientes a nivel de la cuenca. Todos estos podrían ser insumos para la planificación y la gestión de la cuenca (Smith et al., 2015). A partir de la mejora en los datos de entrada se podría mejorar el desempeño de modelos como SWAT, obteniendo resultados con menor incertidumbre. Por otra parte resultaría interesante incorporar los datos relacionados al monitoreo de productores primarios de tipo macroalgas y fitobentos a las evaluaciones que se vienen llevando a cabo desde el Monitoreo de Lagunas costeras, dado que un aumento de su abundancia también puede ser indicador de un proceso de eutrofización (McGlathery, 2001; Viaroli et al., 2010).

Objetivo: a) mejorar el desempeño de modelos para la estimación del aporte de nutrientes desde la cuenca y la simulación de diversos escenarios de cambio de usos del suelo y de cambio climático; b) integrar al monitoreo de calidad del agua de LR los resultados del monitoreo de productores primarios.

Acciones: los datos obtenidos a partir de las acciones relacionadas a los ejes anteriores podrían ser volcados para enriquecer y mejorar los abordajes que se vienen realizando en la cuenca de la LR, a la vez que posibilitarán el desarrollo de otros nuevos, tendientes a la mejora en las herramientas de apoyo a los procesos de gestión y toma de decisión.

Actores involucrados: SNAP, IMFIA, CURE-UDELAR, IDR, MA

BIBLIOGRAFÍA

Abbaspour (2007) SWAT-CUP 2012, versión 5.1.6

Abbaspour KC (2015) SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs -A user manual.

Abbaspour KC, Rouholahnejad E, Vaghefi S, Srinivasan R, Yang H, B Kløve (2015) A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524: 733-752, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>

Abbaspour KC, Yang J, Maximov I, Siber R, Bogner K, Mieleitner J, Zobrist J, R Srinivasan (2007) Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, Volume 333, Issues 2–4:413-430, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.014>

Acquavita A, Aleffi IA, Benci C, Bettoso N, Crevatin E, Milani L, Tamberlich F, Toniatti L, Barbieri P, Licen S & G Mattassi (2015) Annual characterization of the nutrients and trophic state in a Mediterranean coastal lagoon: The Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea). *Regional Studies in Marine Science* 2: 132–144

Albuquerque U, Cruz da Cunha L, de Lucena R & R Alves (eds) (2014) *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer Protocols Handbooks. Humana Press, New York, NY

Alonso J (2019) Experiencia del grupo interdisciplinario de SWAT en Uruguay: Proyecto piloto para el apoyo a la gestión de los recursos hídricos en la subcuenca del Río Santa Lucía. Foro sobre mitigación de la eutrofización y taller sobre cianobacterias. Salto Grande.

Alonso J (2021) Microcuencas experimentales: monitoreo y modelación hidrológica. Taller de exportación de nutrientes. CURE, Espacio Interdisciplinario, Facultad de Agronomía, Facultad de Ingeniería.

Anguiano-Cuevas JR, Olivos-Ortiz A, Cervantes O, Azuz-Adelstein I, Ramírez-Álvarez N & MC Rivera-Rodríguez (2015) Evaluation of trophic state in the Palo Verde estuary (Colima, México), action to regulating agricultural activities. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 15(4): 507-522

ANZECC & ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). (2000) National Water Quality Management Strategy, an introduction to the Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australia.

Arnold JG, Moriasi DN, Gassman PW, Abbaspour KC, White MJ, Srinivasan R, Santhi C, Harmel RD, van Griensven A, Van Liew MW, Kannan N & MK Jha (2012) SWAT: model use, calibration, and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 55: 1491-1508

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS & JR Williams (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34: 73-89

Arocena R, Conde D, Fabián D, Gorga J & J Clemente (1996) Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes Rocha, Uruguay: PROBIDES. 28 p. (Documentos de Trabajo 13)

Aubriot L, Conde D, Bonilla S, Hein V & A Britos (2005) Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización En: Vila I y J Pizarro eds Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIIB Patagonia Impresores Chile, p 65-85

Aubriot L, Delbene L, Haakonsson S, Somma A, Hirsch F & S Bonilla (2017) Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *INNOTECH*, 14: 7-16

Audouit C, Pasqualini V, De Wit R, Flanquart H, Deboudt P & C Rufin-Soler (2019) Comparing social representation of water quality in coastal lagoons with normative use of ecological indicators, *Marine Policy*, 101: 137-146, ISSN 0308-597X, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.023>.

Baeza S, Vélez-Martin E, De Abelleira D, Banchemo S, Gallego F, Schirmbeck J, Veron S, Vallejos M, Weber E, Oyarzabal M, Barbieri A, Petek M, Guerra Lara M, Sarrailhé SS,

Baldi G, Bagnato C, Bruzzone L, Ramos S & H Hasenack (2022) Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28: 100834, ISSN 2352-9385, <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>.

Baliero W, Biasco E, Conde D, Cortazzo R, Fossati M, Gorfinkiel D, Lorenzo E, Menafrá R, Píriz C & I Roche (2006) Estudio de Base sobre el Estado del Manejo Costero Integrado en Uruguay: práctica, capacitación e investigación. Proyecto "Sustentabilidad de la Zona Costera Uruguaya" (AUCC-CIDA), Universidad de la República, Montevideo / Dalhousie University, Halifax. 28 pp.

Barreto P (2008) Efectos iniciales de la forestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía, Udelar, Montevideo, Uruguay 64 pp.

Barreto P, Dogliotti S & C Perdomo (2017) Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*, 10: 1-8. <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>

Berkes F (2017) Environmental Governance for the Anthropocene? *Social-Ecological Systems, Resilience, and Collaborative Learning*. *Sustainability* 9, 1232

Berkes F & C Folke (1998) *Linking Social and Ecological Systems. Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.

Berkes F, Colding J & C Folke (Eds) (2003) *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press

Bertotti Crippa L, Stenert C & L Maltchik (2013) Does the management of openings influence the macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands? A case study at Lagoa do Peixe National Park Ramsar site. *Ocean and Coastal Management* 71: 26–32.

Bonilla S & D Conde (2000) El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este En: PROBIDES/GEF Documentos de Trabajo 31 (ISBN 9974-7611-0-7) Rocha (Uruguay) pp 63-73

Bonilla S, Conde D, Aubriot L & MC Pérez (2005) Influence of Hydrology on Phytoplankton Species Composition and Life Strategies in a Subtropical Coastal Lagoon Periodically Connected with the Atlantic Ocean. *Estuaries* 28(6): 884-895.

Bonilla S, Conde D, Aubriot L, Rodríguez-Gallego L, Piccini C, Meerhoff E, Rodríguez-Graña L, Calliari D, Gómez P, Machado I & S Britos (2006) Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Menafrá R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F, Conde D (Eds.). *Bases para el manejo y la conservación de la costa uruguaya*. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.

Booty W & G Benoy (2009) Multicriteria Review of Nonpoint Source Water Quality Models for Nutrients, Sediments, and Pathogens. *Water Quality Research Journal of Canada*, 44(4):365–377

Borja A, Bricker SB, Dauer DM, Demetriades NT, Ferreira JG, Forbes AT, Hutchings P, Jia X, Kenchington R, Marques JC & C Zhu (2008) Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin* 56(9): 1519-37

Brazeiro A, Soutullo A & L Bartesaghi (2012) Prioridades de conservación dentro de las eco-regiones de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/ Vida Silvestre Uruguay/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR. 20p.

Cabrera C (2015) Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay. Tesis de Maestría en Geociencias, UdelaR.

Calliari D, Lescano C, Rodríguez-Graña L (2022) Biogeochemical functional responses to flow rate in a low order stream: implications for water quality monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 194 (634): 1-15

Carabio M (2016) Mapa predictivo de fuentes de contaminación difusa de fitosanitarios y caracterización del impacto sobre las comunidades de anfibios, en una microcuenca del Río Santa Lucía. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Universidad de la República.

Carpenter SR (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: Biostability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol 102 (29): 10002-10005.

Carpenter SR & C Folke (2006) Ecology for transformation. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21, 6: 309-315

Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN & V H Smith (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8: 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)

Carpenter SR, Stanley EH, & MJ Vander Zanden (2011) State of the World's Freshwater Ecosystem Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 75–99

Castagna A, Rodríguez-Gallego L, Lescano C & O Blumetto (2022) Evaluación mediante simulación de lluvias de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas. *Agronomía & Ambiente. Rev. Facultad de Agronomía UBA*, 42 (1) 60-75.

Chalar G, García-Pesenti P, Silva-Pablo M, Perdomo C, Olivero V & R Arocena (2017) Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65, 76-84. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.002>

Chamorro L & L Campugiani (2014) Paisaje sonoro de la Laguna de Rocha. Disponible online: <http://www.eumus.edu.uy/eme/ps/lagunaderocha/> (última consulta 5/12/22)

Christia C, Giordani G & E Papastergiadou (2014) Assessment of ecological quality of coastal lagoons with a combination of phytobenthic and water quality indices. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2): 411-423

Chua TE (1993) Essential Elements of Integrated Coastal Zone Management. *Ocean & Coastal Management* 21: 81-108

Conde D (2015) Costas. Nuestro tiempo, 9. Comisión del Bicentenario, Montevideo, Uruguay.

Conde D, Aubriot L, Bonilla S & R Sommaruga (2002) Marine intrusions in a coastal lagoon enhances the effects of UV radiation on the phytoplankton photosynthetic rate. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 240: 57–70.

Conde D, Aubriot L & R Sommaruga (2000) Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 207: 19–31

Conde D, Bonilla S, Aubriot L, de Leon R & W Pintos (1999) Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon *Hydrobiologia* 408/409: 285–291

Conde D, Rodríguez-Gallego L y L Rodríguez-Graña (2003) Análisis conceptual de las interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la Costa Atlántica del Uruguay. Informe final. PNUD/GEF/RLA/99/G31 (FREPLATA) Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Preservación de Hábitats. 76pp

Conde D, Rodríguez-Gallego L, Lacerot G, Hein V, Piccini C, Meerhoff E, Cervetto G, Rodríguez-Graña L, Calliari D & S Masciardi (2004) Impacto ecológico de la apertura artificial de una laguna costera propuesta como sitio RAMSAR en Uruguay: fundamentos científicos para la gestión de la Laguna de Rocha. Informe final. RAMSAR – FPS 2 URY / 02, 29 pp.

Conde D, Rodríguez-Gallego L, de Álava D, Verrastro N, Chreties Ch, Lagos X, Solari S, Piñeiro G, Teixeira L, Seijo L, Vitancurt J, Caymaris H & D Panario (2015) Solutions for sustainable coastal lagoon management: from conflict to the implementation of a consensual decision tree for artificial opening. In: Baztan, J., Chouinard, O., Jorgensen, B., Tett, P., Vanderlinden, J.-P., Vasseur, L. (Eds.), *Coastal Zones: Solutions for the 21st Century*. Elsevier, Amsterdam, pp. 217–250

Conde D, Solari S, de Álava D, Rodríguez-Gallego L, Verrastro N, Chreties Ch, Lagos X, Piñeiro G, Teixeira L, Seijo L, Vitancurt J, Caymaris H & D Panario (2019) Ecological and social basis for the development of a sand barrier breaching model in Laguna de Rocha, Uruguay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 300-316.

Cortés-Capano G (2021) Private land conservation policies: navigating from global gaps to local perceptions and needs. Doctoral Dissertation, University of Helsinki.

De Álava D (2006) Interfase de conflictos: el sistema costero de Rocha (Uruguay). En: Menafra R Rodríguez-Gallego L Scarabino F & D Conde (eds) 2006 Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. VIDA SILVESTRE URUGUAY, Montevideo. i-xiv+668pp

Decreto departamental N° 3/014 Aprobación de las Directrices Departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sustentable para el departamento de Rocha.

Decreto N° 1030/2016 Plan de Manejo Paisaje Protegido Laguna de Rocha.

Decreto N° 61/2010 Paisaje Protegido Laguna de Rocha.

Decreto N° 253/79 y sus modificativos. Decreto reglamentario del Código de aguas de 1978.

Dell'Anno A, Mei ML, Pusceddu A & R Danovaro (2002) Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. Mar Pollut Bull. 44(7):611-22. doi: 10.1016/s0025-326x(01)00302-2. PMID: 12222884.

DINACEA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2021) Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios (2017 - 2020). Informe Técnico. MMA-DINACEA. Montevideo. 200 pp.

DINAMA (2017) Informe de asesoría a la Mesa Técnica del Agua. Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales

DINAMA (2020) Informe del estado del ambiente (período 2016-2019). Versión preliminar.

DINAMA (2021) Reporte de cargas de aporte de nutrientes en cuencas de lagunas costeras del Uruguay. Informe técnico, 23 pp.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2018) Estado ambiental de las lagunas costeras de Rocha y Castillos y de sus principales tributarios. Informe técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo, 69pp.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2019) Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (Rocha, Castillos y Garzón) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo. 163 pp.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2020) Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios. Informe técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo, 145 pp

Dodds WK, Jones JR, Welch EB (1998) Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus, *Water Research*, Volume 32, Issue 5: 1455-1462, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00370-9).

Dodds WK & Oakes RM (2006) Controls on Nutrients Across a Prairie Stream Watershed: Land Use and Riparian Cover Effects. *Environmental Management*, 37, 634-646.

dos Santos AM, Amado AM, Minello M, Farjalla VF & FA Esteves (2006) Effects of the sandbar breaching on *Typha domingensis* (PERS.) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia* 556, 61–68.

Duarte P, Bernardo JM, Costa AM, Macedo F, Calado G & L Cancela da Fonseca (2002) Analysis of coastal lagoon metabolism as a basis for management. *Aquatic Ecology* 36, 3–19.

Durán A (1997) Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. *Agrociencia Vol 1*, 1: 15-29.

Ernst O & Siri-Prieto G (2015) La agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. II Simposio Nacional de Agricultura.

Ferreira JG, Andersen JH, Borja A, Bricker SB, Camp J, Cardoso da Silva M, Garcés E, Heiskanen AS, Humborg Ch, Ignatiades L, Lancelot Ch, Menesguen A, Tett P, Hoepffner N & U Claussen (2011) Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(2): 117-131

Forst M (2009) The convergence of Integrated Coastal Zone Management and the ecosystems approach. *Ocean & Coastal Management* 52:294–306

Friedland R, Macias D, Cossarini G, Daewel U, Estournel C, Garcia-Gorriz E, Grizzetti B, Grégoire M, Gustafson B, Kalaroni S, Kerimoglu O, Lazzari P, Lenhart H, Lessin G, Maljutenko I, Miladinova S, Müller-Karulis B, Neumann T, Parn O, Pätsch J, Piroddi C, Raudsepp U, Schrum C, Stegert C, Stips A, Tsiaras K, Ulses C and Vandenbulcke L (2021) Effects of Nutrient Management Scenarios on Marine Eutrophication Indicators: A Pan-European, Multi-Model Assessment in Support of the Marine Strategy Framework Directive. *Front. Mar. Sci.* 8:596126. doi: 10.3389/fmars.2021.596126

García M (Ed.) (2008) “Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice”. ASCE

García Prechac F., Hill M. & C. Clérico (1992) Erosión versión 6.0. Modelo de estimación de erosión de suelos en Uruguay y región Sur de la Cuenca del Plata. Facultad de Agronomía. UdelaR.

Gazzano I, Achkar M & I Díaz (2019) Agricultural transformations in the Southern Cone of Latin America: agricultural intensification and decrease of the aboveground net primary production, Uruguay's case. *Sustainability*, 11, 7011; doi:10.3390/su11247011

Gelós M (2020) Modelación SWAT Evaluación del destino ambiental de plaguicidas. Cuenca piloto del Río Santa Lucía. PROYECTO GCP/URU/031/GFF, 67 pp

GESAMP (Grupo Mixto de Expertos OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/OIEA/Naciones Unidas/ PNUMA sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino) (1999) La Contribución de la Ciencia al Manejo Costero Integrado. 61: 65 pp

Giordani G, Zaldívar JM & P Viaroli (2009) Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators*, 9(5): 982-991

Glaeser B, Bruckmeier K, Glaser M & G Krause (2009) Social-ecological analysis in coastal and marine areas: a path toward integration of interdisciplinary knowledge. Capítulo 8 en *Current Trends in Human Ecology*. 183-203

Glaser M, Ratter BMW, Krause G & M Welp (2012) New approaches to the analysis of human-nature relations. En *Human-Nature interactions in the Anthropocene. Potentials Social-Ecological Systems analysis*. Glaser, Krause, Ratter & Welp (Eds). Taylor & Francis Group.

Gorfinkiel D, De Álava D, Lorenzo E & D Conde (2011) Introducción. En *Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur. Manejo Costero Integrado en Uruguay: ocho ensayos interdisciplinarios*. UDELAR/CIDA. Montevideo, 278 pp

Goyenola G, Graeber D, Meerhoff M, Jeppesen E, Teixeira-de Mello F, Vidal N, Fosalba C, Ovesen NB, Gelbrecht J, Mazzeo N & B Kronvang (2020) Influence of farming intensity and climate on lowland stream nitrogen. *Water*, 12(4), 1021.

Goyenola G, Kruk C, Mazzeo N, Nario A, Perdomo C, Piccini C & M Meerhoff (2021) Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay: armando el rompecabezas. *INNOTECH*, 22.

Goyenola G, Meerhoff M, Teixeira-de Mello F, González-Bergonzoni I, Graeber D, Fosalba C, Vidal N, Mazzeo N, Ovesen NB, Jeppesen E & B Kronvang (2015) Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss*, 12, 3349-3390.

Griffero L, Alcántara-Durán J, Alonso C, Rodríguez-Gallego L, Moreno-González D, García-Reyes JF, Molina-Díaz A & A Pérez-Parada (2019) Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of the Total Environment* 697: 134058.

Gutierrez O, Ligrone P, Sánchez A & D Panario (2017) Orden o desorden... Legislación y ordenamiento territorial en la zona costera uruguaya. Pensando para proteger la naturaleza o para conceder facilidades al inversor. XXXI Congreso ALAS Uruguay, Las encrucijadas abiertas de América Latina. La Sociología en tiempos de cambio. 3 al 6 de diciembre, Montevideo.

Haakonsson S (2022) Indicadores de eutrofización cultural en ecosistemas acuáticos continentales subtropicales y modelos predictivos de cianobacterias planctónicas. Tesis de doctorado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA.

Haakonsson S, Rodríguez MA, Carballo C, Pérez MC, Arocena R & S Bonilla (2020) Predicting cyanobacterial biovolume from water temperature and conductivity using a Bayesian compound Poisson-Gamma model Water Research, 176

Hastings F, Mer F, Alonso J, Navas R, Kok P, Pereyra P, Badano L, Neighbor N, Baccino A, Diaz F, Baethgen W & RW Vervoort (2019) Modelación con SWAT en la cuenca del Santa Lucía: un ejemplo exitoso de trabajo Interinstitucional e Interdisciplinario para la gestión de los Recursos Hídricos en Uruguay. II Congreso de Agua, Ambiente y Energía, AUGM.

Huntington HP (2000) Using Traditional Ecological Knowledge in Science: Methods and Applications. Ecological Applications, 10(5):1270-1274

IDR (Intendencia Departamental de Rocha) (2012) Directrices Departamentales de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible. 154 pp

Illarze M (2015) Embalses como incubadoras de cianobacterias : efecto de la residencia del agua y de la disponibilidad de nutrientes. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

INAC (Instituto Nacional de Carnes) (2007) Anuario estadístico 2007. Disponible online: <https://www.inac.uy/innovaportal/v/7745/4/innova.front/anuario-estadistico-2007> última consulta 5/12/22

INAC (Instituto Nacional de Carnes) (2020) Anuario estadístico 2020. Disponible online: <https://www.inac.uy/innovaportal/v/19170/17/innova.front/anuario-estadistico-2020> última consulta 5/12/22

INIA, IRI, UdelaR, University of Sidney, IMFIA, MGAP, DINAMA, DINAGUA (2020) Uso del modelo SWAT para planificar la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santa Lucía, Uruguay - Proyecto piloto, subcuenca río Santa Lucía.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Estación climatológica de Treinta y Tres: radiación solar 2001-2020

Instituto Nacional de Meteorología (INUMET) Estación Meteorológica de Rocha. Datos climatológicos período 2001-2020: precipitación diaria, temperatura máxima y mínima diaria, viento promedio diario, humedad relativa promedio diaria.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2021) Summary for Policymakers. In: Masson-Delmotte VP, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, et al., editors. Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

Jarvie HP, Johnson LT, Sharpley AN, Smith DR, Baker DB, Bruulsema TW & R Confesor (2017) Increased Soluble Phosphorus Loads to Lake Erie: Unintended Consequences of Conservation Practices? *Journal of Environmental Quality* 46:123–132

Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen TL, Liboriussen L, Beklioglu M, Özen A & Olesen, J. E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of environmental quality*, 38(5), 1930-1941. Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations

Johannes RE, Freeman MMR & RJ Hamilton (2000) Ignore fishers' knowledge and miss the boat. *Fish and Fisheries* 1: 257-271

Johnes PJ (1996) Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of Hydrology* 183: 323-349

Jordan TE, Weller DE & CE Pelc (2017) Effects of Local Watershed Land Use on Water Quality in Mid-Atlantic Coastal Bays and Subestuaries of the Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*. 41(Suppl 1): 38-53

Kjerfve B (1994) Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B., Ed., *Coastal Lagoon Processes*, Elsevier Oceanographic Series, Amsterdam, 1-8.

Kroeze C, Bouwman L & S Seitzinger (2012) Modeling global nutrient export from watersheds. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2012, 4:195–202

Kruk C, Martínez A, de la Escalera GM, Trinchin R, Manta G, Segura AM, Piccini C, Brena B, Fabiano G, Pirez M, Gabito L, Alcántara I & B Yannicelli (2019) Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC*, (18), 36-68.

Lagos X, Dabezies JM, Delgado E & R Cetrulo (2017) Vínculos para la gestión: dinámicas socio-institucionales y perspectivas para el manejo integrado de la pesca artesanal en Laguna de Rocha (Uruguay). *Revista Hispana para el Análisis de Redes Sociales*. 28 (1): 47-60

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 (disponible on-line)

Lescano C, Rodríguez-Gallego L, Costa S, Rodo E, Masdeu M, Pasquariello S, Serra S, Martinez A, Eirin K & C Kruk (2020) Monitoreo interinstitucional de lagunas costeras. X Congreso de la Red Latinoamericana de Ciencias Ambientales: Interdisciplina, ambiente y gestión: hacia la construcción de nuevos paradigmas. CURE, Punta del Este, Uruguay.

Lescano C, Ruibal M, Barreto P, Piñeiro V, Loyoza JP, Perdomo C & L Rodríguez-Gallego (2017) Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INNOTEC*, 13: 78-91. <https://doi.org/10.26461/13.08>

Liu R, Yang Z, Shen Z, Yu SL, Ding X, Wu X & F Liu (2009) Estimating Nonpoint Source Pollution in the Upper Yangtze River Using the Export Coefficient Model, Remote Sensing, and Geographical Information System. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(9): 698-704

Lizarralde C, Baethgen W, Cadenazz M, Capurro C & J Sawchik (2015) Phosphorus Runoff in a Non-fertilized Soybean Production System of SW Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 19(NE), 24. Recuperado de: <http://164.73.52.167/ojs/index.php/agrociencia/article/view/253>

Lizarralde C, Ciganda V, Baethgen W & A Quincke (2016) Pérdida de nutrientes en agua de escurrimiento en sistemas de rotaciones contrastantes. *Revista INIA*, 46, 41-43. Recuperado de: <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6134/1/Revista-INIA-Uruguay.-46.-p.-41-43.-2016.pdf>

Lopez AF & RL Bozelli (2014) The ethnoecological knowledge of fishermen from three coastal lagoons in the northern of the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica*. 14(4): 1–8

Lopez-Juambeltz F, Rodríguez-Gallego L, Dabezies JM, Chreties Ch, Narbondo S & D Conde (2020) A GIS-based assessment combined with local ecological knowledge to support the management of *Juncus acutus* L. spreading in the floodplain of a protected coastal lagoon. *Journal for Nature Conservation*, 57:125891

Lozoya JP, Conde D, Asmus M, Polette M, Píriz C, Martins F, de Álava D, Marenzi R, Nin M, Anello L, Moraes A, Zaguini M, Marrero M, Verrastro N, Lagos X, Chreties C & L Rodriguez (2014) Linking Social Perception and Risk Analysis to Assess Vulnerability of Coastal Socio-ecological Systems to Climate Change in Atlantic South America. *Handbook of Climate Change Adaptation*.

Maes J, Egoh B, Willemen L, Liqueste C, Vihervaara P, Schgner JP, Grizzetti B, Drakou EG, La Notte A, Zulian G, Bouraoui F, Paracchini ML, Braat L & G Bidoglio (2012) Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1: 31–39

Manfrin A, Bombi P, Traversetti L, Larsen S & M Scalici (2016) A landscape-based predictive approach for running water quality assessment: A Mediterranean case study. *Journal for Nature Conservation* 30: 27–31

MAP (Ministerio de Agricultura y Pesca) (1976) *Cartas de reconocimiento de Suelos del Uruguay*, escala 1:1.000.000.

Marcinkowski P, Piniewski M, Kardel I, Gielczewski M, & T Okruszko (2013) Modelling of discharge, nitrate and phosphate loads from the Reda catchment to the Puck Lagoon using SWAT. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Land Reclamation*, 45(2).

Margalef R (1983) Limnología. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 1010 pp.

Meerhoff M, Audet J, Davidson TA, De Meester L, Hilt S, Kosten S, Liu Z, Mazzeo N, Paerl H, Scheffer M & E Jeppesen (2022) Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back, *Inland Waters*, DOI: 10.1080/20442041.2022.2029317

Martínez A (2021) Floraciones algales en la laguna de Castillos y su relación con la intensificación de los usos del suelo: aportes para su manejo integrado. Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado. Universidad de la República (Uruguay).

Martínez A, Eirin K, Lescano C, Costa S, Serra S, Pasquariello S, Rodó E, Masdeu M, Rodríguez-Gallego L & C Kruk (2020) Fitoplancton en Lagunas costeras de Uruguay: presencia de cianobacterias y floraciones. X Congreso de la Red Latinoamericana de Ciencias 2020. Interdisciplina, ambiente y gestión: hacia la construcción de nuevos paradigmas. Centro Universitario Regional del Este, Punta del Este, Uruguay.

McGlathery K (2001) Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J Phycol* 37:1–4

Meerhoff, M., Clemente, J.M., Teixeira-De Mello, F., Iglesias, C., Pedersen, A.R. y Jeppesen, E., 2007. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? En: *Global Change Biology*, 13, pp.1888-1897. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01408.x>

Menafrá R, Conde D, Roche I, Gorfinkiel D, Píriz C, Baliero W, Biasco E, Fossati M, Lorenzo E & R Cortazzo (2009) Environment and Coastal Management. Challenges and Opportunities for Integrated Coastal Management in Uruguay. *Ocean Yearbook* 23: 403–432

MGAP (2020) Planes de uso y manejo del suelo 2013-2020

MGAP, DGRN () Modelo digital del terreno de resolución espacial de 30 x 30 m

MGAP, DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias) (2015) Regiones agropecuarias del Uruguay.

MGAP, DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias) (2017) Anuario Estadístico Agropecuario 2017.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2003) Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment. World Resources Institute. Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.

Mitsch WJ & JG Gosselink (2000) The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35(1), 25-33.

Molfino JH & A Califra (2001) Agua disponible de las tierras del Uruguay. Segunda aproximación. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.

Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD, & TL Veith (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900.

Moss B, Kosten S, Meerhoff M, Battarbee RW, Jeppesen E, Mazzeo N, Havens K, Lacerot G, Liu Z, De Meester L, Paerl H & M Scheffer (2011) Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1(2), 101-105.

Mouratiadou L, Bevione M, Bijl DL, Drouet L Hejazi M, Mima S, Pehl M & G Luderer (2018) Water demand for electricity in deep decarbonisation scenarios: a multi-model assessment. *Climatic Change*. <https://doi.org/10.1007/>.

MVOTMA-DINOT (2015) Capa de usos y coberturas del suelo de Uruguay 2015

Naiman RJ, Décamps H & ME McClain (2005) Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press.

Narbondo S, Gorgoglione A, Crisci M & C Chreties (2020) Enhancing physical similarity approach to predict runoff in ungauged watersheds in sub-tropical regions. *Water*, 12(2), 528.

Nardo D (2011) Estudio del impacto de plaguicidas utilizados en el cultivo de la soja y en otras actividades agrícolas sobre las especies acuáticas de consumo humano en el Área Protegida Laguna de Rocha. Tesis de Maestría en Nutrición. Universidad Católica del Uruguay.

Nardo D, Evia G, Castiglioni E, Egaña E, Galletta G, Laporta M & ME Núñez (2015) Determinación de glifosato mediante inmunoensayo enzimático (ELISA) en el paisaje protegido Laguna de Rocha y su entorno, Uruguay. *INNOTEC* 10: 64-70

Negewo TF & AK Sarma (2021) Estimation of Water Yield under Baseline and Future Climate Change Scenarios in Genale Watershed, Genale Dawa River Basin, Ethiopia, Using SWAT Model. *Journal of Hydrologic Engineering* 26:3 doi: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0002047

Nervi E, Gorgoglione A, Vervoort RW, Sposito V & R Faggian (2019) Aplicación del modelo SWAT en estudios de la presencia de glifosato en escorrentías rurales en una subcuenca del río Santa Lucía. II Congreso de Agua Ambiente y Energía, setiembre 2019, Montevideo, Uruguay.

Newton AJ, Icely S, Cristina A, Brito AC, Cardoso F, Colijn (2014) An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 140: 95–122.

Nin M, Soutullo A, Rodríguez-Gallego L & E Di Minin (2016) Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, pp.172–184.

Nin, M. (2013) Mapeo de servicios ecosistémicos en la Cuenca de la Laguna de Rocha como un insumo para la planificación territorial. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de la República, Uruguay.

Observatorio Ambiental Nacional (OAN). Capa de control de vertidos. Disponible online, última consulta 10/05/22.

Ockenden MC, Deasy CE, Benskin CMH, Beven KJ, Burke S, Collins AL, Evans R, Falloon PD, Forber KJ, Hiscock KM, Hollaway MJ, Kahana R, Macleod CJA, Reaney CM, Snell MA, Villamizar ML, Wearing C, Withers PJA, Zhou JG, & PM Haygarth (2016) Changing climate and nutrient transfers: Evidence from high temporal resolution concentration-flow dynamics in headwater catchments. *Science of the Total Environment*, 548, 325-339.

Ockenden MC, Hollaway MJ, Beven KJ, Collins AL, EvansR, Falloon PD, Forber KJ, Hiscock KM, Kahana R, Macleod CJA, Tych W, Villamizar ML, Wearing C, Withers PJA, Zhou JG, Barker PA, Burke S, Freer JE, Johnes PJ, Snell MA, Surridge BWJ & PM Haygarth (2017) Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. En: *Nature Communications*, 8, pp.161. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00232-0>

Olsen S, Tobey J & M Kerr (1997) A common framework for learning from ICM experience. *Ocean & Coastal Management*, 37 (2): 155-174

Osborne LL & DA Kovacic (1993) Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-258

OSE (Obras Sanitarias del Estado) (2021) <http://www.ose.com.uy/saneamiento/indicadores-de-cobertura>

Panagopoulos Y, Makropoulos C, Baltas E & M Mimikou (2011) SWAT parametrization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations. *Ecological Modelling* 222: 3500-3512

Pasquariello S, Machado I, Rodríguez-Gallego L, Lescano C, Costa S & S Serra (2020) Monitoreo de ictioplancton de lagunas costeras de Uruguay. X Congreso de la Red Latinoamericana de Ciencias Ambientales. Interdisciplina, ambiente y gestión: hacia la construcción de nuevos paradigmas. Centro Universitario Regional del Este, Punta del Este, Uruguay.

Perdomo C, Barreto P & V Piñeiro (2015) Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Ribeiro, A. y Barbazán, M. (Eds.), IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura (pp. 77-94). Montevideo, Uruguay: Universidad de la República-Facultad de Agronomía.

Perez-Ruzafa A, Campillo S, Fernández-Palacios JM, Garcia-Lacunza A, Garcia-Oliva M, Ibanez H, Navarro-Martínez PC, Pérez-Marcos M, Pérez-Ruzafa IM, Quispe-Becerra JI, Sala-Mirete A, Sánchez O & C Marcos (2019) Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6, 26. DOI=10.3389/fmars.2019.00026, ISSN=2296-7745

Pintos W, Conde D, de León R, Cardezo MJ, Jorcín A & R Sommaruga (1991) Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay) *Rev Brasil Biol* 51(1):79-84

Piñeiro V (2021) Pérdidas de fósforo por escurrimiento superficial en la cuenca del Río Santa Lucía. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay.

Piñón-Gimate A, Serviere Zaragoza E, Ochoa-Izaguirre MJ & F Páez-Osuna (2008) Species composition and seasonal changes in macroalgal blooms in lagoons along the southeastern Gulf of California. *Botanica Marina* 51: 112–123

Pírez F, Medina S, Caymaris H & J Aldabe (2020) Caracterización productiva del Paisaje Protegido Laguna de Rocha y manejo de hábitat de *Calidris subruficollis* (“chorlito canela”) y *Pluvialis dominica* (“chorlo pampa”). Disponible en: https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Informe_Productores_LdR_sin_nombres.pdf

Pisinaras V, Petalas CH, Gikas GD, Gemitzi A & VA Tsihrintzis (2010) Hydrological and water quality modeling in a medium-sized basin using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Desalination* 250:274-286

PROBIDES (2002) Proyecto de desarrollo de las áreas protegidas lagunas de Garzón y Rocha. Bases para un Plan de Manejo. DT n°44.

Q-GIS versión 3.16.8-Hannover

Quintans F, Rodríguez-Gallego L & D Conde (2011) Propuesta de plan de monitoreo de la cuenca de la Laguna de Rocha. Calidad del agua. Sección Limnología, IECA – Facultad de Ciencias, UdelaR

Quintas-Soriano C, Castro AJ, Castro H & M García-Llorente (2016) Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land Use Policy* 54: 534–548

Raftópulos P (2014) El “Uruguay Natural”: la dicotomía entre desarrollo y conservación a partir del estudio de usos del suelo y SSEE en la zona costera entre las Lagunas de Rocha y Garzón. Monografía, Licenciatura en Gestión Ambiental, CURE, UdelaR. 77 p.

Randolph J (2004) *Environmental Land Use Planning and Management*. Island Press.

Reese MM, Stunz GW & AM Bushon (2008) Recruitment of estuarine-dependent Nekton through a new tidal inlet: the opening of packery channel in Corpus Christi, TX, USA. *Estuaries and Coasts* 31:1143–1157.

Reyes-García V (2007) El conocimiento tradicional para la resolución de problemas ecológicos contemporáneos. *Papeles* 100: 109-116

Reyes-García V (2009) Conocimiento ecológico tradicional para la conservación: dinámicas y conflictos. *Papeles* 107: 39-55

Rodó E (2016) Dinámica de los ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo en la Laguna de Rocha. Tesis de Maestría PEDECIBA Ecología. Universidad de la República. 96 pp.

Rodríguez-Gallego L, Achkar M & D Conde (2012) Land suitability assessment in the catchment area of four Southwestern Atlantic coastal lagoons: multicriteria and optimization modeling. *Environmental Management* 50:140–152

Rodríguez-Gallego L, Achkar M, Defeo O, Vidal L, Meerhoff E & D Conde (2017) Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, pp. 116-126.

Rodríguez-Gallego L, Barletta A, Cabrera C, Kruk C, Nin M & A Mauttone (2019) Establishing limits to agriculture and afforestation: A GIS based multi-objective approach to prevent algal blooms in a coastal lagoon. *Journal of Dynamics and Games*, 6(2): 159-178. doi: 10.3934/jdg.2019012

Rodríguez-Gallego L, Conde D, Masciadri S, Bocardi L & S Artigalás (2010) Rol de los humedales en la retención de nutrientes de origen urbano en la Ciudad de Rocha (Rocha, Uruguay). Proyecto DINASA.

Rodríguez-Gallego L, de León G, Cardoso A, Pérez W, Castagna A, Guillén J, Lescano C, Costa S, Pasquariello S, Rodríguez C, Goyenola G, Meerhoff M, Chalar G, Arocena R, Texeira de Mello F & G Tesitore (2020) PRODUCTO 4 - Entregable 3: "Reporte con descripción del rol del bosque nativo y sus características en relación a su capacidad de amortiguamiento de los nutrientes y agroquímicos en diferentes contextos productivos." Convenio INIA-CURE REDD+

Rodríguez-Gallego L, Meerhoff E, Clemente JM & D Conde (2010) Can ephemeral proliferations of submerged macrophytes influence zoobenthos and water quality in coastal lagoons? *Hydrobiologia* 646:253–269

Rodríguez-Gallego L, Sabaj V, Masciadri S, Kruk C, Arocena R & D Conde (2015) Salinity as a major driver for submerged aquatic vegetation in coastal lagoons: a multi-year analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts* 38:451–465

Rodríguez-Gallego L, Santos C, Amado S, Gorfinkel D, González MN, Gómez J, Neme C, Tommasino H & D Conde (2008) Costos y beneficios socioeconómicos y ambientales del uso actual de la Laguna de Rocha y su cuenca: insumos para la gestión integrada de un

área protegida costera. Programa de Desarrollo Tecnológico - Informe final del Proyecto PDT 36-09.

Rodríguez-Gallego L, Calvo C, de León G, Castagna A, Cabrera Lamanna L, Costa S, González L & M Meerhoff (2020) Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Montevideo, Uruguay: Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp

Romagnoli M, Portapila M, Rigalli A, Maydana G, Burgués M & CM García (2017) Assessment of the SWAT model to simulate a watershed with limited available data in the Pampas region, Argentina. *Science of the Total Environment*, 596, 437-450.

Roselli L, Canedo-Argüelles M, Costa Goela P, Cristina S, Rieradevall M, D'Adamo R & A Newton (2013) Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 117: 29-36.

Rowles LS, Alcalde R, Bogolasky F, Kum S, Diaz-Arriaga FA, Ayres C, Mikelonis AM, Toledo-Flores LJ, Alonso-Gutiérrez MG, Pérez-Flores ME, Lawler DF, Ward PM, Lopez-Cruz JY & NB Saleh (2018) Perceived versus actual water quality: Community studies in rural Oaxaca, Mexico. *Science of the Total Environment* 622-623: 626-634

RStudio Team (2018) RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>. R versión 1.2.1335

Ruibal M (2018) Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico "prevención de la eutrofización" en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha. Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado, Universidad de la República, Uruguay.

Saad AM, Beaumord AC & EP Caramaschi (2002) Effects of artificial canal openings on fish community structure of imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, *Brazilian Journal of Coastal Research* 36: 634–639.

Salas H & P Martino (2001) Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales (No. OPS/CEPIS/PUB/01). OPS.

Santangelo JM, Rocha A, Bozelli RL, Carneiro LS & F Esteves (2007) Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 657–668.

Schallenberg M, Larned ST, Hayward S & C Arbuckle (2010) Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 587–597.

Sharpley AN (2015) Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. En IV Simposio Nacional de Agricultura, 49-75

Silgram M, Anthony SG, Collins AL, Strömqvist J, Bouraoui F, Schoumans O, Lo Porto A, Groenendijk P, Arheimer B and Mimikou M & H Johnsson (2009) Evaluation of diffuse pollution model applications in EUROHARP catchments with limited data. *J. Environ. Monit.*, 2009,11, 554-571

Smith L, Porter K, Hiscock K, Porter MJ & D Benson (Eds)(2015) *Catchment and River Basin Management. Integrating Science and Governance*. Earthscan, New York

Smith DR, King KW & MR Williams (2015) What is causing the harmful algal blooms in Lake Erie? *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(2), 27A-29A. Doi: <https://doi.org/10.2489/jswc.70.2.27A>

Søndergaard M, Jensen JP & E Jeppesen (2001) Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *TheScientificWorld* 1: 427–442

Søndergaard M, Jensen JP & E Jeppesen (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509: 135–145

Soutullo A, Bartesaghi L, Achkar M, Blum A, Brazeiro A, Ceroni M, Gutiérrez O, Panario D & L Rodríguez-Gallego (2012) Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/ Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay. 20p.

Srinivasan S, Kholod N, Chaturvedi V, Ghosh PP, Mathur R, Clarke L, Evans M, Hejazi M, Kanudia A, Koti PN, Liu B, Parikh KS, Ali MS & K Sharma (2018) Water for electricity in India: A multi-model study of future challenges and linkages to climate change mitigation. *Applied Energy*.<http://dx.doi.org/10.>

Suzuki MS, Figueiredo RO, Castro SC, Silva CF, Pereira EA, Silva JA & GT Aragon (2002) Sandbar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro state: hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology* 62: 51–62.

United State Department of Agriculture (2021) SPAW Hydrology. Disponible online: www.ars.usda.gov/research/software/

Van Rijn LC (2012) “Principles of Sedimentation and Erosion Engineering in Rivers, Estuaries and Coastal Seas” Aqua Publications.

Verrastro Viñas N, & L Rodríguez–Gallego (2019) Análisis de escenarios de usos del suelo mediante modelación multicriterio espacialmente explícita: una herramienta para el manejo costero integrado. *Pampa (Santa Fe)*, (20), 97-119.

Viaroli P, Azzoni R, Bartoli M, Giordani G, Naldi M & D Nizzoli (2010) Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1(2), 271-293.

Vollenweider RA & JJ Kerekes (Eds) (1982) *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. O.E.C.D. Paris: 154 pp.

Vymazal J (1995) *Algae and element cycling in wetlands*. Lewis publisher.

Weinstein F (2021) *Land use Optimization Model to Reduce the Export of Nutrients by Runoff*. Tesis de Maestría. Universidad de la República, 142 pp

Whitfield AK, Bate GC, Adams JB, Cowley PD, Froneman PW, Gama PT, Strydom NA, Taljaard S, Theron AK, Turpie JK, van Niekerk L & TH Wooldridge (2012) A review of the ecology and management of temporarily open/closed estuaries in South Africa, with particular emphasis on river flow and mouth state as primary drivers of these systems. *African Journal of Marine Science*, 34(2), 163-180.

Wnorowski AU (1992) Tastes and odours in the aquatic environment: A review. *Water SA* 18 (3): 203-214

Young GC & IC Potter (2002) Influence of exceptionally high salinities, marked variations in freshwater discharge and opening of estuary mouth on the characteristics of ichthyofauna of a normally-closed estuary. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 55, 223–246.