



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR ciencias.edu.uy

DINÁMICA DE LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LA LAGUNA DE ROCHA



TESIS DE MAESTRIA–PEDECIBA/ECOLOGIA Lic. Elena Rodó

Tutor: Dr. Daniel Conde - Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Udelar

Cotutores: Dr. Christian Chreties - IMFIA, Facultad de Ingeniería, Udelar

Dra. Alessandra Fonseca - CFH/Departamento de Geociências, Universidad Federal de Santa Catarina, Brasil

Tribunal: Dr. Luis Aubriot, Dra. Lorena Rodríguez-Gallego y Dra. Mónica Fossati

Agradecimientos

Primero que nada quiero agradecer a mi tutor Daniel Conde, por darme el gusto de trabajar con él y especialmente por bancarme los cambios y movidas que surgieron durante ésta tesis y enseñarme lo linda que es la Limnología, gracias....

A la Dra. Alessandra Fonseca, por todo su cariño, sus largas charlas y enseñanzas y atender siempre a mis dudas y preguntas, y sobre todo por hacerme sentir en Florianopolis como en casa.

Al Dr. Christian Chreties por su apoyo y dedicación en este trabajo y por su alegría para trabajar, sobre todo en la modelacion que a veces suele ser un poco ingrata....

A los miembros del tribunal por aceptar integrarlo y que con sus aportes y sugerencias me ayudaron a mejorar el manuscrito final. Sobre todo a la Dra. Lorena Rodriguez-Gallego, por el apoyo de siempre y sus buenas sugerencias.

Al proyecto SAFER (Sensing the Americas' Freshwater Ecosystem Risk from Climate Change), financiado por el Interamerican Institute for Global Change-IAI (CRN 3038)".

A mi familia y a mi amiga Lucía por estar siempre.

Y por último y el más especial a Ramón, por ser mi sol.

Índice

Resumen.....	5
Abstract	6
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	7
1.1 Marco Teórico y Antecedentes	8
1.2 Área de estudio: Laguna de Rocha	11
1.3 Descripción de la Tesis	15
1.4 Hipótesis y Objetivos	16
2. MODELACION HIDROLOGICA DE LA LAGUNA DE ROCHA	18
2.1 Introducción	19
2.2 Metodología.....	21
2.2.1 Modelo Hidrológico.....	21
2.2.2 Modelo de Temez (1977).....	21
2.2.3 Modelo de Temez Calibrado:	28
2.2.4 Estimación de escurrimientos de la cuenca – Modelo LOICZ.....	31
2.2.5 Análisis de escenarios: Cambio de uso de suelo en la cuenca por aumento del área forestada. ..	33
2.3 Resultados	36
2.3.1 Parámetros del modelo de Temez Calibrado para la cuenca de Laguna de Rocha	36
2.3.2 Comparación de Modelos	37
2.3.3 Análisis de escenarios de cambio de uso de suelo	42
2.4 Discusión.....	43
3. MODELACION BIOGEOQUIMICA DE LA LAGUNA DE ROCHA	46
3.1 Introducción	47
3.2 Metodología.....	51
3.2.1 Modelación	51
3.2.2 Modelo adsorción - desorción de fósforo (Pratska)	60

3.3Resultados	63
3.3.1 Balance de agua y sal de la Laguna de Rocha	63
3.3.2 Balance de materiales no conservativos	65
3.3.3 Modelo de Pratska	71
Balance de masas (modelo LOICZ) afectado por forestación.	71
3.4 Discusión.....	73
4 DISCUSIÓN FINAL	80
5 BIBLIOGRAFÍA.....	86

Resumen

Los sistemas costeros o estuarinos son zonas de transición continente-océano donde se produce el transporte, la retención y transformación de la materia orgánica que llega a la zona costera proveniente del continente. Por tanto, en estos sistemas tienen lugar intensos y complejos procesos biogeoquímicos, como el ciclado de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica, y la fijación de carbono. Teniendo por lo general la comunidad microfítobentónica un rol central en el procesamiento de los nutrientes. Debido a este rol de filtro que ejercen, los estuarios y lagunas costeras presentan naturalmente un metabolismo heterotrófico.

Estos ecosistemas están sometidos a fuertes presiones antropogénicas, recibiendo aportes de agua dulce, rica en nutrientes orgánicos y minerales procedentes de zonas urbanas, agrícolas y/o efluentes industriales, y aguas residuales domésticas. El enriquecimiento de nutrientes de origen antrópico tiene como consecuencia la alteración de los ciclos biogeoquímicos. En este sentido, existe evidencia a través de diferentes estudios sobre el cambio en el metabolismo de los ecosistemas estuarinos debido al exceso de nutrientes. Pasando de un sistema heterotrófico a uno netamente autotrófico, observándose en regiones templadas múltiples estuarios eutróficos con metabolismos autotróficos.

La Laguna de Rocha (34°35' S - 54°17' W) se ubica sobre el litoral atlántico uruguayo, siendo parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas, y es una de las principales lagunas costeras del país. Estudios de la década pasada muestran un claro aumento en las actividades productivas intensivas (agricultura y forestación). En particular, a partir de 1997 se observa un incremento de cultivos de soja y forestación, y un aumento de la extensión del cultivo de praderas artificiales.

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la capacidad de la Laguna de Rocha para liberar o almacenar los nutrientes que recibe de su cuenca de drenaje, en un contexto histórico de cambios en el uso del suelo. Para esto, primeramente se realizó un balance hídrico del sistema utilizando el modelo de Temez, que permitió estimar los escurrimientos provenientes de la cuenca, estableciendo el balance hídrico en la Laguna de Rocha (Capítulo 2). A su vez, en base a esta modelación hidrológica se estudió la disminución de los caudales generados en la cuenca bajo diferentes escenarios de desarrollo forestal. Este aspecto resulta de interés, ya que el área forestal plantada en el período de estudio (1996 – 2006) aumentó en la cuenca de 0.2 a 7.1%.

A continuación, se realizó un balance de masas en términos anuales para los nutrientes nitrógeno y fósforo, para los años 1996 y 2006, utilizando el modelo estequiométrico de cargas LOICZ (Capítulo 3), el cual tomó como insumo la modelación hidrológica previa. El modelo LOICZ se basa en relaciones estequiométricas conocidas como la relación de Redfield, y plantea que los ecosistemas costeros presentan un delicado balance interno en sus procesos fisicoquímicos. La desviación del balance estequiométrico del comportamiento conservativo constituye una medida de los flujos biogeoquímicos del sistema. La información generada indica que el ecosistema se comporta como un importador o un exportador neto para el nutriente en estudio, indicando de esta forma cuáles son los procesos dominantes en el sistema. La descripción de estos procesos internos puede utilizarse para predecir el comportamiento del sistema y los cambios ambientales.

Los resultados obtenidos sugieren que el aumento de actividades productivas intensivas como la agricultura en la cuenca de la Laguna de Rocha provocaron un cambio en el metabolismo biogeoquímico del sistema, pasando entre 1996 y 2006 de ser fuente a sumidero, tanto para el fósforo como para el nitrógeno. Este aumento se ve reflejado en el aumento de las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo inorgánico disuelto (PID) en los arroyos afluentes. Aunque el presente trabajo es una visión instantánea de la laguna para cada año estudiado, evidencia el rol clave de la comunidad microfítobentónica en el procesamiento de los nutrientes, sobre todo en el caso del fósforo. La influencia de la variabilidad climática, como por ejemplo el fenómeno ENSO, que afecta el tiempo de residencia del agua del sistema, influiría significativamente en la dinámica de los procesos de ciclado interno de los nutrientes en el sistema, particularmente en los procesos de remoción, lo que modificaría directamente el balance neto de los nutrientes, especialmente el de nitrógeno.

Abstract

Coastal and estuarine systems are transition zones continent-ocean where the transport, retention and transformation of organic matter from the continent to the coastal zone occur. Therefore, in these systems intense and complex biochemical processes such as nutrient cycling, decomposition of organic matter and carbon fixation take place. Usually having the microfitobenthic community a central role in the nutrients processing. Because of this role of filters, estuaries and coastal lagoons naturally have a heterotrophic metabolism.

These ecosystems are under strong anthropogenic pressures, receiving inputs of fresh water, rich in minerals and organic nutrients from urban, agricultural and / or industrial wastewaters, and domestic sewage. Nutrient anthropogenic enrichment causes the alteration of the biogeochemical cycles. In this sense, there is evidence across different studies about the change in the biogeochemical metabolism of estuarine ecosystems due to excess of nutrients, from a heterotrophic system to a net autotrophic, being observed in many temperate eutrophic estuaries with autotrophic metabolism.

Laguna de Rocha (34°35'S - 54°17'W) is located on the Uruguayan Atlantic coast, where is part of the National System of Protected Natural Areas, and is considered one of the main coastal lagoons in the country. Studies of the past decade show a clear increase in intensive production activities (agriculture and forestry). In particular, since 1997 an increase in potato crops, soybeans and forestry, and an increase in the extent of cultivation of artificial pastures are observed.

The aim of this study was to evaluate the capacity of the Rocha lagoon to release or store the nutrients it receives from its drainage basin, in a historical context of changes in land use. For this, first was performed a the system water balance using the Témez model, which allowed an estimation of the runoff from the watershed, setting the water balance of the Rocha Lagoon (Chapter 1). In turn, with this water model the effect of changes in biogeochemical metabolism in the lagoon was studied, as a result of the decreased flows generated in the basin under different scenarios of forestry development. This aspect is of interest, since the forest area planted in the study period (1996 - 2006) in the basin increased from 0.2% to 7.1%.

Then a mass balance was performed on an annual basis for the nutrients nitrogen and phosphorus, for the years 1996 and 2006, using the LOICZ stoichiometric loads model (Chapter 3), which took as input the previous water balance. The LOICZ model is based on stoichiometric ratios known as the Redfield ratio, and states that coastal ecosystems have a delicate internal balance in their physicochemical processes. The deviation of the stoichiometric balance of conservative behavior is a measure of the biogeochemical system flows. The information generated indicates that the ecosystem acts as an importer or a net exporter for the nutrient under study, thus indicating which are the dominant processes in the system. The description of these internal processes can be used to predict the system behavior and environmental change.

The results suggest that the increase in productive activities such as intensive farming and agriculture in the basin of the Rocha Lagoon may has caused a change in the biogeochemical system metabolism, from between 1996 and 2006 from a source to sink, for both phosphorus and for nitrogen. This increase is reflected in the increasing concentrations of dissolved inorganic nitrogen (NID) and dissolved inorganic phosphorus (PID) in the tributary streams. Although this study is a snapshot of the lagoon for each studied year, evidence the key role of the microphytobenthonic community in the processing of nutrients, especially in the case of phosphorus. The influence of climate variability such as ENSO, which affects the residence time of water of the system, will significantly influence the dynamics of the processes of internal cycling of nutrients in the system, particularly in removal processes, so directly modify the net balance of nutrients, especially nitrogen.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Marco Teórico y Antecedentes

Lagunas Costeras

La zona costera se encuentra en un área relativamente pequeña de la superficie de la Tierra (<20%), y es considerada uno de los principales enlaces que controlan el ciclo hidrológico y biogeoquímico global (LOICZ, 1994). Los sistemas costeros o estuarinos son zonas de transición, es decir, una interfaz continente-océano, donde se produce el transporte, la retención y transformación de la materia orgánica que llega a la zona costera proveniente del continente (Brandini 2008). Actúan por lo tanto, como enlace entre el ecosistema terrestre y el marino (Lasserre 1979; Barnes 1980). En éstos ambientes, el agua de escorrentía y proveniente de los cursos de agua se mezcla con el agua de mar, estando por un lado controlada, por la variabilidad del clima en las cuencas y por el otro por las mareas. En este sentido, la variabilidad geomorfológica e hidrológica de la costa y la tipología de los ríos, en conjunto con las corrientes oceánicas generan una amplia gama de estuarios (Brandini 2008).

Las lagunas costeras son formaciones geológicamente recientes y presentan una estructura geomorfológica muy diversa (Kjerfve 1986; Kjerfve 1994). Estos ecosistemas ocupan el 13% de las zonas costeras del planeta y en América de Sur cubren el 12% de la línea de costa (Kjerve 1994). En particular, las lagunas obstruidas se definen como cuerpos de agua físicamente someros y salobres, separados del ambiente costero por una barrera de arena, que se conectan periódicamente con el océano por medio de un canal (Kjerve 1994). Éstos, junto con su zona de inundación, se encuentran además entre los ecosistemas más biodiversos y productivos del planeta (Knoppers 1994). Así mismo, sustentan importantes servicios ecosistémicos, como ser las pesquerías, la extracción de juncos, los valores estéticos de importancia turística, atenuación del impacto del cambio climático, control hidrológico, la generación y mantenimiento de suelos y el control de especies invasoras (Rodríguez-Gallego 2010).

Calidad de agua y ciclos biogeoquímicos

La calidad del agua de los sistemas estuarinos con respecto a la concentración de nutrientes es el resultado de la compleja interacción entre diferentes factores, como el movimiento del agua, entradas de nutrientes, así como de procesos biológicos y químicos *in situ* y de los aportes antropogénicos (Niencheski & Windom 1994). El metabolismo de estos ecosistemas costeros está fuertemente influenciado por los procesos de intercambio con el océano adyacente (Barnes 1980). Siendo esta conexión intermitente con el océano el fenómeno hidrológico que determina y domina las características físico-químicas y el funcionamiento en general de las lagunas costeras.

Estos ambientes costeros presentan por lo general poca profundidad, lo cual permite la penetración de la radiación solar hasta el sedimento y su resuspensión por acción del viento (Bonilla *et al.* 2006). A su vez, en estos sistemas someros las escalas de tiempo en las interacciones agua-sedimento son cortas, el régimen hidrodinámico es variado, y el aporte de materia orgánica al bentos es alto y complejo (Fonseca 2004).

La comunidad bentónica en estos ambientes, por lo general, ejerce un papel importante en la producción y en la mineralización de la materia orgánica, haciendo al sistema más heterogéneo. El sedimento desempeña un rol muy importante en el proceso de degradación de la materia orgánica, y por tanto en el reciclaje de nutrientes en los sistemas costeros (Fonseca 2004). La fuerte relación entre el sedimento y la columna de agua modifican la concentración, la naturaleza y el destino del material de drenaje continental (Knoppers et al. 1996; Fonseca 2008; Brandini 2008).

En las lagunas costeras tienen lugar intensos y complejos procesos biogeoquímicos, como el ciclado de nutrientes, la descomposición de materia orgánica, y/o el intercambio de carbono. Existe una fuerte vinculación entre los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas terrestres y las fracciones de materiales disueltos y particulados (ejemplo: nutrientes, contaminantes) de los estuarios (Bianchi 2007). En este sentido, estos sistemas pueden presentar diferentes roles en el proceso de ciclado de nutrientes, ya que pueden actuar como "fuente" para la exportación de nutrientes (metabolismo heterotrófico), en el cual prevalecen los procesos relativos a la mineralización. O por el contrario pueden funcionar como "sumidero" en el caso en que absorban o retengan una fracción de los nutrientes que entran al sistema (metabolismo autotrófico), en el cual predominan los procesos de producción primaria sobre los de mineralización y/o respiración.

Los estuarios y lagunas costeras presentan naturalmente un metabolismo heterotrófico debido al rol de filtro que ejercen en el procesamiento de la materia orgánica procedente del continente hacia el océano (Barnes 1980; Wiegner *et al.* 2003; McGlathery *et al.* 2007). Estudios realizados en zonas templadas y tropicales han demostrado fuertes vínculos entre los cambios a gran escala en el uso del suelo y los flujos de nutrientes asociados entre la cuenca y los sistemas acuáticos (Borbor-Cordoba *et al.* 2006). Se ha observado a través de diferentes estudios, un cambio en el metabolismo de los sistemas con la adición de nutrientes, pasando de un sistema heterotrófico a uno netamente autotrófico (Wiegner *et al.* 2003). En regiones templadas se han incluso observado múltiples estuarios eutróficos con metabolismo autotrófico (Nixon & Pilson 1984; Wiegner *et al.* 2003).

El nitrógeno, constituye en la mayoría de los estuarios y sistemas costeros, el elemento limitante de la producción primaria, y por tanto es el principal responsable de la eutrofización de los mismos (Struyf *et al.* 2004). El proceso de desnitrificación presenta implicancias ecológicas y geoquímicas en estos sistemas costeros, representando un control del grado del proceso de eutrofización. Existe evidencia para estuarios y ecosistemas costeros de que la pérdida de nitrógeno vía desnitrificación excede la entrada del mismo a través del proceso de fijación. Se estima una cantidad equivalente a entre 40-50% de las entradas del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) al sistema (Seitzinger 1988).

El fósforo en estuarios o lagunas costeras poco profundas, se caracteriza por tener un procesamiento rápido mediante la captación biológica y por procesos geoquímicos que se intercalan entre la asimilación, la adsorción y desorción de partículas (Brandini 2008). El dominio de cualquiera de estos procesos depende de factores físicos y

químicos, como ser, el pH, la capa de oxidación-reducción, el tiempo de residencia de agua del sistema, así como la estratificación de la columna de agua y la turbidez (Fonseca 2004).

Cambio de uso del suelo

En los últimos 50 años, como consecuencia de las perturbaciones antropogénicas, los flujos de materiales desde el medio terrestre hacia al margen costero se han visto multiplicados en un factor de 1.5 a 2 (Rabouille *et al.* 2001). Las actividades humanas han impactado los ríos, afectando severamente los flujos de carbono orgánico, nutrientes, sedimentos y otros materiales hacia las zonas costeras. (Rabouille *et al.* 2001). El escurrimiento de nutrientes inorgánicos es un factor clave en la eutrofización de los sistemas acuáticos, siendo las zonas urbanas y agrícolas las dos principales fuentes de nutrientes. Cuanto mayor sea la densidad de estas actividades en las cuencas, mayor será la exportación de nitrógeno y fósforo hacia los arroyos, ríos, estuarios y en última instancia hacia el océano (Hopkinson y Vallino 1995).

Sin embargo, el cambio en el uso de la tierra puede generar impactos tanto sobre la calidad, así como la cantidad de agua, por lo que es primordial su consideración para poder realizar una gestión de los recursos hídricos de forma sostenible (Fareley *et al.* 2008). En este sentido, el aporte de escorrentía superficial de la cuenca constituye una de las variables de mayor relevancia en el balance hídrico de las lagunas costeras. Por tanto, es necesario conocer las condiciones que controlan la generación de escorrentía, para lo cual es preciso describir el ciclo hidrológico terrestre, destacando en éste, además de los procesos principales (evaporación y la precipitación), los parámetros topográficos, geológicos, la vegetación y el tipo de suelo relevantes. La comprensión del comportamiento hidrológico de los suelos es un requisito previo para el desarrollo de las buenas prácticas para el manejo adecuado del suelo y del agua (Pathak *et al.* 2013).

La eutrofización en los ecosistemas costeros ha aumentado notoriamente a nivel mundial, convirtiéndose rápidamente en uno de los principales factores de estrés de estos sistemas someros, en respuesta a la expansión de la agricultura, la intensificación ganadera y la urbanización, que exportan niveles crecientes de nutrientes a los cuerpos de agua (Borbor-Cordoba *et al.* 2006; Cabrera 2015). En este sentido, una de las principales consecuencias del fenómeno de eutrofización debido a la intensificación del uso del suelo podría aumentar la variabilidad de la vegetación acuática sumergida y la alternancia entre las angiospermas sumergida, macroalgas y fitoplancton (Rodríguez-Gallego *et al.* 2015). Dentro del fitoplancton se favorece el desarrollo de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, las cuales afectan la calidad del agua para la utilización por el hombre y la conservación de la biodiversidad.

El cambio climático, aparece como un forzante más de los procesos de eutrofización de los cuerpos de agua someros (Meerhoff *et al.* 2007; Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011). Se pronostica un incremento en la temperatura y en las precipitaciones y un aumento de la probabilidad de eventos extremos como tormentas o sequías. Esto implica incrementos en la escorrentía superficial, que en escenarios de intensificación de los usos

del suelo, aumentarían la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011).

Es complejo analizar el impacto del cambio climático en las pérdidas difusas de nitrógeno y fósforo en las cuencas de los ríos, debido a que estos están influenciados por múltiples procesos biogeoquímicos. Sin embargo, el cambio climático previsto probablemente aumentará la carga de fósforo y nitrógeno en los sistemas acuáticos, conduciendo a un empobrecimiento del estado ecológico, con una mayor proliferación de productores primarios como las cianobacterias (Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011).

1.2 Área de estudio: Laguna de Rocha

Caracterización de la cuenca

La cuenca de la laguna de Rocha (34°35´S-54°17´W), abarca 1312 km² y alberga aproximadamente 26000 habitantes (INE 2014), concentrados principalmente en la ciudad de Rocha ubicada en uno de sus tres afluentes (tabla 1.1). Esta laguna presenta un área de 72 km², una profundidad media de 0.6 m y se comunica con el Océano Atlántico varias veces al año a través de la apertura de una barra arenosa. La dinámica de apertura y cierre de la barra arenosa estructura a este sistema somero física y ecológicamente (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008).

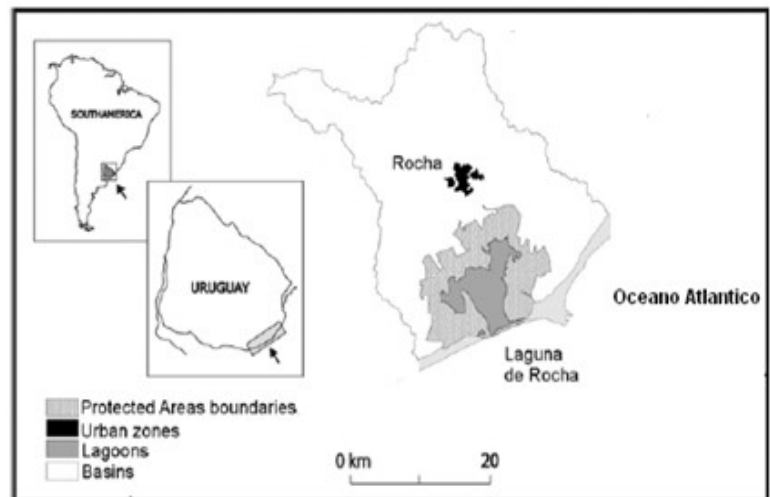


Figura 1.1: mapa de ubicación de la Laguna de Rocha. Tomado de Rodríguez-Gallego (2010).

Tabla 1.1. Principales características de la Laguna de Rocha (modificado de Conde & Rodríguez-Gallego 2002).

Principales tributarios	Rocha, Las Conchas, La Paloma, Los Noques
Distancia a la costa (km)	0.1
Conexión con el océano	Alta periodicidad (3-4 veces al año)
Régimen hidrológico	Modificado por aperturas artificiales periódicas
Asentamientos humanos	Ciudad de Rocha, asentamientos de pescadores, Balneario La Rivera
Principales actividades productivas	Ganadería extensiva, forestación, agricultura, pesquerías, turismo
Actividad industrial	Escasa

Para este sistema Conde (2000) propuso tres estados hidrológicos: Estado I o de agua dulce: homogenización espacial causada por la apertura de la barra tras el aporte pluvial, Estado II o salobre: vaciado de la laguna e intrusión marina; Estado III: avance de la influencia salina hacia la zona Norte. Las características de la zona límnic (Norte) son baja salinidad, alta turbidez y alta carga de nutrientes, y de la zona salobre (Sur) mayor salinidad y penetración de la luz, asociado a menor disponibilidad de nutrientes. La variabilidad del régimen de precipitaciones y el efecto de la resuspensión de sedimentos por acción del viento hacen del sistema un ambiente altamente dinámico espacial y temporalmente, con procesos complejos actuando simultáneamente a diversas escalas de tiempo (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008). Sin embargo, este régimen hidrológico natural es frecuentemente alterado por la apertura artificial de la barra, realizado con el fin de evitar inundaciones de los campos ganaderos y en zonas de urbanización inadecuadamente planificadas, y con motivo de favorecer las pesquerías artesanales (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008).

Las cuencas de sus principales tributarios (A° Rocha, A° Las Conchas, A° La Paloma y A° Los Noques) cubren un área aproximada de 1000 km². El Arroyo de Rocha provee agua para consumo humano y recibe las aguas cloacales de la ciudad capital (Fig1.2) (Arocena *et al.* 1996).

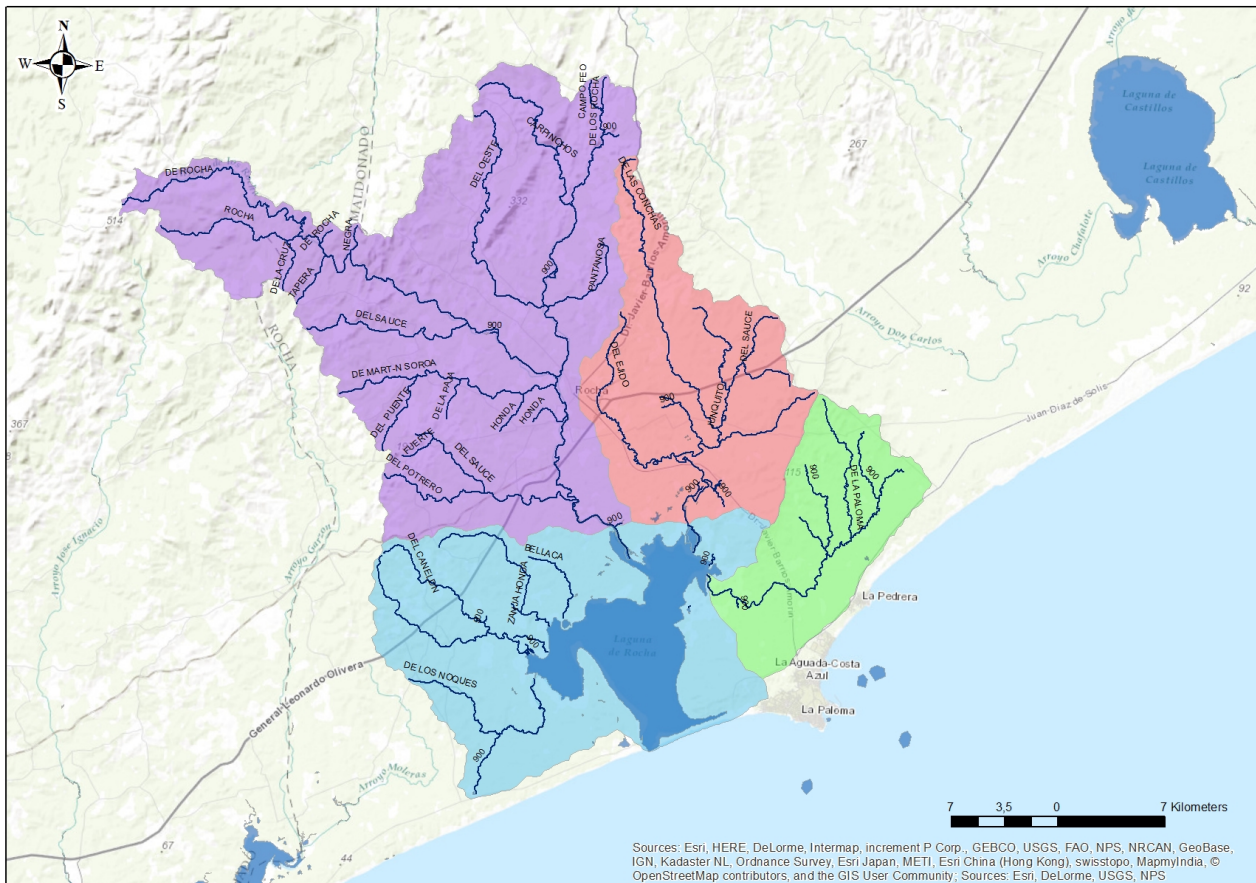


Figura 1.2: cuenca de la Laguna de Rocha indicando las subcuencas de sus principales tributarios: Subcuenca Arroyo Los noques (celeste), subcuenca Arroyo La Paloma (verde), subcuenca Arroyo Las Conchas (naranja) y subcuenca Arroyo Rocha (violeta).

Por su parte, el A° Las Conchas drena también zonas urbanas y suburbanas e industriales, mientras que el A° La Paloma recibió por muchos años las aguas residuales de una planta procesadora de pescado (Arocena *et al.* 1996) y drena además la zona agrícola más importante (Rodríguez-Gallego 2010; Nin *et al.* 2016). El A° Los Noques cuenta con una pequeña presa y presenta en su cuenca una gran superficie agrícola (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008).

El cambio en los usos del suelo de la cuenca de la Laguna de Rocha en los últimos 20 años constituye uno de los factores forzantes más importantes del funcionamiento ecosistémico. El paisaje natural en general estuvo poco alterado hasta que comenzó el desarrollo forestal y la intensificación de los usos agrícolas. La actividad industrial es muy escasa y predominó la ganadería extensiva (Arocena *et al.* 1996). Estudios realizados por Rodríguez-Gallego *et al.* (2010) muestran el cambio en el uso del suelo en el período en estudio (1996 – 2006), al igual que en otras lagunas costeras del país. Este estudio muestra un claro aumento en las actividades productivas intensivas (agricultura y forestación) (Tabla 1.2).

Según el análisis realizado por Rodríguez-Gallego *et al.* (2008) a través del análisis de imágenes satelitales de 2005, las subcuencas que presentaron mayor extensión de la superficie de agricultura son las correspondientes a los arroyos: La Paloma (21.5 %), Los Noques (21.5 %, incluye las subcuencas de los demás arroyos que drenan hacia el bolsón W), Las Conchas (17.7 %) y por último Rocha (3 %). Asimismo, la subcuenca que drena hacia el bolsón de Los Noques fue la que presentó el mayor incremento de la superficie con agricultura en el tiempo, aumentando un 53% y 67% en los períodos 1974-1997 y 1997-2005, respectivamente. En segundo lugar se encontró que la subcuenca del A° La Paloma que aumentó la superficie bajo agricultura en un 50% entre 1997 y 2005. Este patrón espacial se ha mantenido hasta el presente (Nin *et al.* 2016).

En la Laguna de Rocha a partir de 1997 se han registrado síntomas de eutrofización, con proliferaciones esporádicas de hidrófitas sumergidas en la zona de influencia límnic (Rodríguez-Gallego *et al.* 2005) y en 2003 con el primer registro de floraciones de cianobacterias (Bonilla *et al.* 2006). Los usos del suelo durante el período de estudio y su evolución histórica se detallan en la tabla 1.2.

Tabla 1.2: Extensión de las clases de uso del suelo (expresadas en ha), entre paréntesis se indica el porcentaje ocupado dentro de la cuenca (modificado de Rodríguez-Gallego 2010).

	Agricultura	Forestación	Bosque Nativo	Humedales	Dunas	Campo	Zonas Urbanas
1997	7462 (6.2)	273 (0.2)	5387 (4.4)	2461 (2.0)	326 (0.3)	96846 (79.8)	1176 (1.0)
2005	10922 (9.0)	8578 (7.1)	6308 (5.2)	2906 (2.4)	272 (0.2)	83912 (69.0)	1176 (1.0)

Caracterización de la columna de agua

La laguna de Rocha presenta altos valores de oxígeno disuelto en el agua, siempre cercanos a la saturación, esto se debe a la mezcla casi continua de la columna de agua por acción del viento, y valores de pH cercanos a la neutralidad dado su buen grado de mineralización (Bonilla *et al.* 2006).

En relación a la disponibilidad de nutrientes en la Laguna de Rocha, generalmente las zonas próximas al océano presentan concentraciones menores de nitrógeno, fósforo y sílice (Pintos *et al.* 1991; Arocena *et al.* 1996; Bonilla 1998; Conde *et al.* 1999). A lo largo de más de una década de estudios (1987-2003) (Pintos *et al.* 1991; Conde *et al.* 1999; Bonilla 2002) las medias anuales de nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3) disminuyeron significativamente hacia el final del período (Aubriot *et al.* 2005). Asimismo, el amonio (NH_4) disminuyó significativamente, de la misma forma que el nitrógeno total (NT); por ejemplo, la estación norte presentó concentraciones de NT de $1190.2 \pm 506.1 \text{ ug l}^{-1}$ en 1994 y de $373.6 \pm 181.0 \text{ ug l}^{-1}$ en 2002. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID: $\text{NH}_4+\text{NO}_3+\text{NO}_2$) registró una baja concentración, en ocasiones por debajo del límite de detección analítica, lo que determina una pobre relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo reactivo soluble (NID/FRS), con un rango de 13.4. Sin embargo, se registró para este período una mayor relación nitrógeno total/fósforo total (NT/PT) (máximo: 57), indicando que la reserva de nitrógeno en la columna de agua se encuentra en forma orgánica particulada y no en forma disuelta, y por tanto no inmediatamente disponible para organismos autótrofos (Bonilla *et al.* 2006). Es decir, la biomasa algal del sistema se encuentra limitada por la disponibilidad de nitrógeno, dependiendo de los aportes de NID por lo tributarios y de los procesos locales de mineralización (Bonilla *et al.* 2006).

La concentración de fósforo total (PT) para el período señalado (1987-2003) presentó un amplio rango de variación ($10 \text{ a } 277 \text{ ug l}^{-1}$) (Aubriot *et al.* 2005), registrándose valores al inicio del período (1987-1989) por lo general debajo de la media histórica, mientras que en los últimos años valores se registraron mínimos cercanos a la media histórica y máximos 5 veces superiores a dicho valor (Aubriot *et al.* 2005). Esta variación en la concentración de los compuestos de fósforo y nitrógeno provocó la consecuente disminución de la relación atómica N/P en casi un orden de magnitud, alcanzando incluso valores menores a 10 (Aubriot *et al.* 2005; Bonilla *et al.* 2006), indicando que el sistema se encontraba limitado por nitrógeno.

Considerando únicamente al PT como variable indicadora del estado trófico (Salas & Martino 1990) la Laguna de Rocha se clasificaría como meso a eutrófica (Bonilla *et al.* 2006). Por otro lado, otros indicadores de eutrofización sugieren que la Laguna de Rocha se encuentra en las fases iniciales de la eutrofización cultural. El fósforo parece estar aumentando en este ecosistema (Aubriot *et al.* 2005), posiblemente debido a la escorrentía de tierras agrícolas, aunque tampoco deben ignorarse el papel de las entradas desde la ciudad de Rocha (26000 habitantes) (Rodríguez-Gallego 2010).

1.3 Descripción de la Tesis

Para la Laguna de Rocha no existen estudios que definan el comportamiento biogeoquímico del sistema, el origen de los nutrientes, los compartimentos sumideros (balances de masa), o que tengan en cuenta los impactos antrópicos locales y la dinámica natural de la zona costera. Estos estudios son esenciales para comprender de forma integral el funcionamiento de las lagunas costeras, permitiendo la elaboración de modelos predictivos sobre el uso de las cuencas y el cambio climático, constituyendo una pieza fundamental en la mayoría de los programas de recuperación y preservación de la calidad del agua.

En este sentido, la presente tesis pretende contribuir en la evaluación de la entrada externa de nutrientes y el destino de los mismos en la Laguna de Rocha para los años 1996 y 2006. Por lo que la información de la cuenca del sistema se relevó hasta el 2006. Esta tesis pretende determinar si existe un cambio en el metabolismo biogeoquímico de la Laguna de Rocha, y su relación con el cambio en el uso del suelo de la cuenca.

Luego del presente capítulo (I) donde se encuentran la introducción general, el área de estudio y la descripción de las hipótesis y predicciones, se suceden dos capítulos. En el capítulo II se realiza el balance hídrico utilizando el modelo hidrológico planteado por Temez (1977), el cual está calibrado y regionalizado para el Uruguay (Failache *et al.* 2006). Este balance hídrico se realizó a nivel mensual y anual, de forma de obtener los escurrimientos calibrados específicamente para la cuenca de la Laguna de Rocha, para luego ser utilizado nuevamente en los balances de sal y nutrientes en base a la metodología LOICZ (Gordon *et al.* 1996). A su vez se analizó también un escenario probable de cambio en el uso de la cuenca con respecto a la forestación, pretendiendo evaluar si genera un cambio en el metabolismo del sistema. En el capítulo III, se realizan los balances de masas para las fracciones inorgánicas disueltas de nitrógeno y fósforo, para lo cual se utilizó el modelo estequiométrico de LOICZ (Gordon *et al.* 1996). También se analizó en este capítulo el escenario de cambio en el uso de la cuenca con respecto a la forestación, pretendiendo evaluar si genera un cambio en el metabolismo del sistema.

Se implementó también en el capítulo III, el modelo de Pratska, para determinar para el año 1996 la adsorción/desorción de fosforo del sedimento del sistema. La tesis finaliza con una discusión general, que procura integrar y sintetizar la información generada.

1.4 Hipótesis y Objetivos

Hipótesis 1

El aporte de escorrentía superficial de la cuenca constituye una de las variables de mayor relevancia en el balance hídrico en los cuerpos de agua. El modelo de Temez permite estimar satisfactoriamente los escurrimientos mensuales generados en la cuenca de aporte a la Laguna de Rocha, ya que es un modelo adaptado a las características climáticas y de suelos del Uruguay. Por tanto, se plantea la hipótesis 1:

El modelo de Temez incluye en su modelación procesos hidrológicos asociados a un conjunto de parámetros que resultan más adecuados para representar los escurrimientos mensuales en una cuenca que el modelo LOICZ.

Predicción 1: Es más adecuado sustituir el cálculo de escurrimientos del LOICZ por los resultados del modelo de Temez, a efectos de resolver el balance de nutrientes.

Hipótesis 2

Una de las principales problemáticas recientes de las lagunas costeras de Uruguay es el proceso de eutrofización producido por el cambio en el uso del suelo (Rodríguez-Gallego 2010). Este proceso se evidencia por el aumento de la concentración de fósforo total (PT). En la Laguna de Rocha se observa aumento en la concentración media anual del fósforo total (PT) en la última década, siendo la media anual en 1987 de $52.6 \mu\text{g l}^{-1}$ (Rodríguez Gallego *et al.* 2008), mientras que en el período 1998-2006 fue de $87.0 \mu\text{g l}^{-1}$. En este contexto, se plantea la hipótesis 2:

El fósforo que llega a la Laguna de Rocha proveniente de su cuenca de drenaje es retenido en el sistema por los procesos de adsorción.

Predicción 2: La laguna de Rocha se comporta biogeoquímicamente como un "sumidero" de fósforo.

Hipótesis 3

En estuarios y ecosistemas costeros el proceso de desnitrificación constituye el principal responsable de la pérdida de nitrógeno (Nixon *et al.* 1996). Se estima una pérdida equivalente al 40-50% de las entradas del NID al sistema (Seitzinger 1988). La Laguna de Rocha presenta una baja concentración del NID en la columna de agua, determinando una baja relación entre las formas inorgánicas disueltas del nitrógeno y el fósforo reactivo disuelto (promedio para el período del 2005 al 2006 NID/PRS: 1.7 ± 2.8). De esta forma, la productividad primaria del sistema estaría limitada por la disponibilidad de nitrógeno, la cual estará sujeta a los aportes de nitrógeno por los tributarios y a los procesos locales de mineralización (comunidad bacteriana, excreción, etc.) (Bonilla *et al.* 2006). En este contexto se plantea la hipótesis 3:

La Laguna de Rocha presenta una pérdida de nitrógeno fundamentalmente a través del proceso de desnitrificación.

Predicción 3: La Laguna de Rocha se comporta biogeoquímicamente como una "fuente" de nitrógeno.

Objetivo general

Evaluar la capacidad de la Laguna de Rocha para liberar o almacenar los nutrientes que recibe de su cuenca de drenaje, en un contexto histórico reciente de cambios en el uso del suelo.

Objetivos específicos

- 1- Estimar los escurrimientos provenientes de la cuenca de aporte a la Laguna de Rocha y establecer el balance hídrico en la Laguna de Rocha utilizando el modelo de Temez, de manera de integrarlo luego al balance de nutrientes.
- 2- Determinar cómo afecta actualmente el % de cobertura de la forestación de la cuenca al caudal de aporte a la Laguna de Rocha y cómo se afectaría al aumentar el área forestada considerando las áreas potencialmente forestables.
- 3- Evaluar el comportamiento de los nutrientes inorgánicos en los años 1996 y 2006 en la Laguna de Rocha en base a un balance de masa, utilizando un modelo estequiométrico.
- 4- Describir el funcionamiento biogeoquímico general del ecosistema de forma de contribuir como insumo a la optimización de las actividades productivas de la cuenca, de forma de evitar el proceso de eutrofización.

2. MODELACION HIDROLOGICA DE LA LAGUNA DE ROCHA

2.1 Introducción

Modelos Hidrológicos

El ciclo hidrológico está compuesto por diferentes variables, las cuáles se relacionan entre sí por medio de procesos hidrológicos (Breña y Jacobo 2006). Definiendo como proceso, a una serie de acciones que producen o desencadenan un cambio o desarrollo en un sistema (Breña y Jacobo 2006). En el caso particular de la hidrología, los procesos están asociados con aquellos fenómenos que intervienen tanto en el movimiento del agua como en los cambios que sufre ésta en sus características físicas, químicas y biológicas al desplazarse por diversos medios (Breña y Jacobo 2006).

En este sentido, el aporte de escorrentía superficial de la cuenca, constituye una de las variables de mayor relevancia en el balance hídrico en los cuerpos de agua, como son lagos, lagunas y embalses. En aquellos casos donde se dispone de información histórica de caudal (estaciones hidrométricas y curvas de aforo), se utilizan estos datos para la estimación de la escorrentía de aporte. Sin embargo, en la mayor parte de las cuencas menores a 1000 Km² de superficie de nuestro país, no se dispone de esta información y por lo tanto es necesario estimarla mediante modelos hidrológicos (Failache *et al.* 2006). Resulta necesario utilizar modelos hidrológicos que vinculen el escurrimiento de la cuenca de drenaje con las características fisiográficas de la cuenca y las condiciones climáticas que predominan sobre la misma (Failache *et al.* 2006; Crisci 2012).

El modelo de Temez (1977) reproduce en forma simple y conceptual el ciclo hidrológico de paso mensual de manera continua en el tiempo, considerando la precipitación, la evapotranspiración y las variaciones en el comportamiento de las capas de suelo de la cuenca en estudio (Failache *et al.* 2006). Los parámetros de este modelo han sido calibrados y regionalizados a partir de información hidrométrica observada (DINAGUA-MVOTMA) en 12 cuencas en todo el país y actualmente es el modelo recomendado y exigido por el MVOTMA para el diseño de presas para riego.

El propósito del presente capítulo fue estimar los escurrimientos generados en la cuenca de aporte a la Laguna de Rocha, para luego ser utilizados como insumos en el balance hídrico y de nutrientes de la propia laguna. Estos balances hídrico y de nutrientes se realizaron en base al modelo estequiométrico LOICZ (Gordon *et al.* 1996) (ver capítulo 3). Sin embargo el modelo de balance de masas internacional del LOICZ (Land Ocean Interaction in the Coastal Zone), ofrece un módulo de cálculo de escorrentía de la cuenca de aporte, basado en ecuaciones no ajustadas con datos de Uruguay. Por lo cual, si bien puede aplicarse a una gran variedad de sistemas, presentando así un carácter general, el modelo de Temez calibrado en Uruguay resultaría más adecuado para evaluar la escorrentía de las cuencas de aporte de la Laguna de Rocha.

En el desarrollo de esta tesis se implementaron los dos modelos (Temez y modelo de escorrentía de LOICZ), se discuten los resultados y se justifica en base a ello la aplicación del modelo de Temez. El resultado del modelo de Temez constituye una entrada para la aplicación del balance de masas en la laguna, que fue implementado en LOICZ (capítulo III).

Cambio de usos del suelo

Las actividades antrópicas (deforestación, urbanización, plantaciones forestales industriales y agricultura) en ríos y sus cuencas hidrográficas han alterado el tiempo, la magnitud y la naturaleza de los insumos de materiales que reciben los estuarios. La conversión de tierras de bosques a casi cualquier otro uso del suelo, promueve el aumento del flujo superficial de aguas de lluvia, aumenta el tiempo, la frecuencia y la magnitud de la escorrentía, y aumenta el aporte de sedimentos, materia orgánica, y la exportación de nutrientes inorgánicos (Hopkinson C S & J Vallino 1995).

A nivel internacional, se han llevado a cabo numerosos experimentos de campo para cuantificar el impacto de los cambios de la vegetación sobre el balance hídrico de las cuencas, los que han demostrado que dichos cambios pueden ser significativos (Zhang *et al.* 1999). El cambio en el equilibrio de agua es dependiente de varios factores, incluyendo el patrón espacial de la vegetación, tipo de suelos, aguas subterráneas y el patrón de las precipitaciones (Zhang *et al.* 1999). La conversión de los ecosistemas naturales en plantaciones de árboles es un cambio de uso del suelo que generalmente se ve en el contexto de una solución de compromiso que puede aumentar la producción de madera y otros productos, pero reduce la cantidad de agua que llega desde la cuenca a los sistemas, así como la calidad de agua de los sistemas acuáticos (Faraley *et al.* 2008).

Lo anterior sienta las bases para la evaluación de diferentes escenarios de cambio de uso de suelo en la cuenca y/o cambio en los forzantes climáticos. En la cuenca de la Laguna de Rocha, el área forestada presentó un aumento desde 1974 al 2005 de un 10 % en la subcuenca de Rocha y un 3% en la subcuenca de Las Conchas y La Paloma (Rodríguez-Gallego 2007). El cambio de uso del suelo, de pasturas naturales a bosques forestales, genera una reducción en el escurrimiento aguas abajo, debido principalmente a los procesos hidrológicos de intercepción e incremento de la transpiración respecto a las pasturas naturales (Zhang *et al.* 1999, Silveira y Alonso 2009).

Como ejemplo de esto, se estudió cómo afecta el área forestada de la cuenca en el año 2005, al caudal de aporte a la Laguna de Rocha y cómo se afectaría al aumentar el área forestada considerando las áreas de prioridad forestal de la cuenca. Particularmente se analiza si estas variaciones de caudal cambiarían el resultado del balance realizado utilizando el modelo estequiométrico LOICZ (Gordon *et al.* 1996). Para esto se realizó una modelación hidrológica de forma de simular el déficit de caudal de aporte a la Laguna de Rocha como consecuencia de la presencia de cobertura forestal dentro de la cuenca, para diferentes escenarios de expansión de la forestación en forma independiente para los años 1974, 1996 y 2005. Para lo cual, se utilizó el modelo de Téméz (1997) calibrado, incorporando en la modelación hidrológica de cada subcuenca los principales procesos

hidrológicos que caracterizan a las plantaciones forestales (intercepción e incremento de la transpiración respecto a las pasturas naturales).

2.2 Metodología

2.2.1 Modelo Hidrológico

Para la modelación hidrológica del caudal de aporte natural a la Laguna de Rocha, se subdividió su cuenca de aporte en 4 subcuencas (Rocha, La Paloma, Las Conchas y Los Noques) (Figura 1.2), en cada una de las cuales se implementó el modelo hidrológico de Temez de paso mensual en el período 1956-2006. Se seleccionó dicho período porque es el período donde se disponen datos de precipitación mensual en la estación meteorológica de Rocha (INUMET).

2.2.2 Modelo de Temez (1977)

Este modelo como ya se mencionó anteriormente, es un modelo de balance hídrico, que consta de cuatro parámetros, que se expresa en forma agregada, debido a que trabaja con valores medios de las variables y parámetros y reproduce en forma simple y conceptual el ciclo hidrológico en paso mensual (Failache *et al.* 2006).

El paso temporal de análisis fijado en este trabajo es mensual para algunos casos y anual en otros, de acuerdo a las necesidades. El modelo de escurrimiento mensual así lo permite. La laguna se considera como una única unidad, dejando de lado el análisis de procesos hidrodinámicos en zonas particulares. Asimismo, en este trabajo, no se evalúa el fenómeno de apertura o cierre de la barra desde el punto de vista físico.

A continuación se describen: **A) las variables de entrada,**
B) el cálculo y
C) los parámetros del modelo.

A) Variables de entrada

- Área de la cuenca (A): Los límites y el área de cada subcuenca fueron determinados utilizando herramientas SIG sobre la base de información topográfica de cartas a escala 1:50000. Dichas cartas permiten disponer de información topográfica (curvas de nivel) con 10 m de equidistancia.

- Precipitación (P), temperatura, evaporación:

Se utilizó información histórica de temperatura, precipitación, evaporación registrada en la Estación Meteorológica de Rocha (Instituto Uruguayo de Meteorología). En la Figura 2.1, se presenta el ciclo medio anual de precipitación para el período 1956-2006. Este ciclo medio anual presenta en nuestra región alta variabilidad año a año, por lo cual fue necesario para el cálculo de escurrimientos considerar toda la serie de precipitaciones mensuales (1956-2006) (Genta & Chreties, 2004).

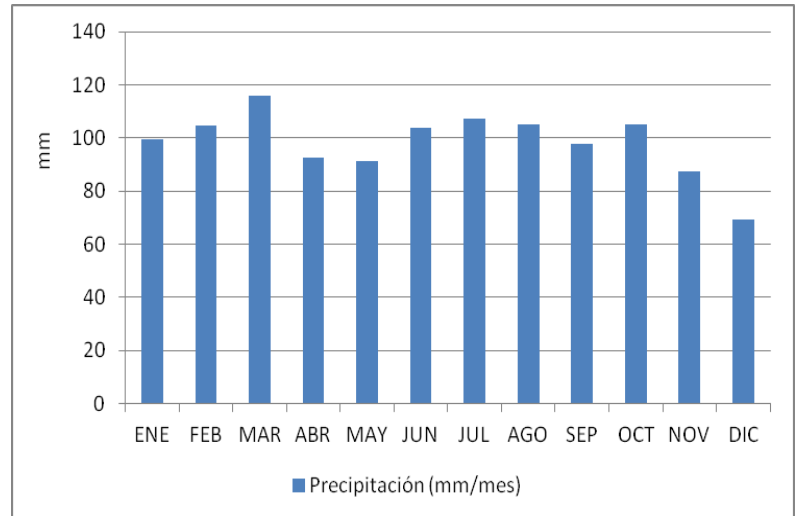


Figura 2.1: Ciclo medio anual de precipitación, período 1956 - 2006. Datos proporcionados por INUMET.

- Evapotranspiración potencial (ETP):

Se utilizó el ciclo medio adimensionalizado de evapotranspiración potencial (Faliache *et al.* 2006), que se presenta en la tabla 2.2. El cálculo se realizó interpolando la media mensual, en el mapa de isolíneas de ETP media anual mensual de Penman del Uruguay, multiplicando por el ciclo medio adimensionalizado. El mismo ciclo fue utilizado uniformemente para todas las subcuencas y para todos los años del período de modelación, ya que la variabilidad del mismo año a año es poco significativa.

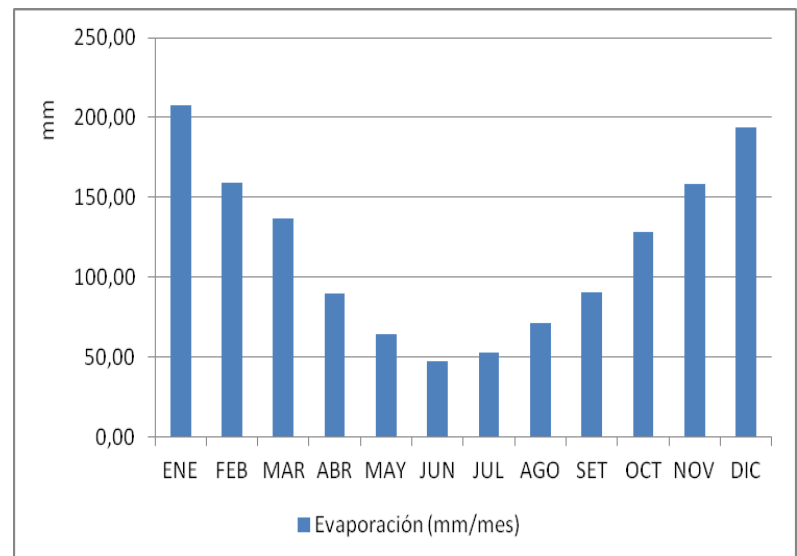


Figura 2.2: Ciclo medio de evapotranspiración potencial, período 1956 - 2006. Datos proporcionados por INUMET.

Tabla 2.1: Coeficientes de distribución del ciclo anual de la Evapotranspiración potencial utilizado en la modelación hidrológica

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
1.88	1.56	1.37	0.88	0.58	0.36	0.37	0.47	0.61	0.94	1.25	1.72

- Agua disponible del suelo (AD): Se consideraron las variaciones en el comportamiento de las capas de suelo entre las diferentes subcuencas presentes. La capa superior se asocia a los suelos superficiales, que han sido clasificados según la profundidad y tipo de suelo en la Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay y la información del Agua Disponible de las Tierras del Uruguay (Figura 2.3), proporcionada por la División Suelos y Aguas, Dirección General de Recursos Naturales Renovables, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP, 1976). Se utilizó el valor medio de agua disponible para cada subcuenca, el cual fue calculado a través de una ponderación por área ocupada por cada unidad de suelo existente dentro de la cuenca (Tabla 2.2). Desde el punto de vista conceptual, el Agua Disponible corresponde al volumen de agua máximo almacenable por el suelo que es capaz de ser extraído por las plantas. Los valores de agua disponible medios en cada subcuenca resultaron:

Tabla 2.2: valores medios del agua disponible (mm) media para cada subcuenca de la Laguna de Rocha, calculadas de acuerdo al tipo de uso de suelo.

Subcuenca	Media Agua Disponible (mm)
Rocha	82
Las Conchas	101
La Paloma	125
Los Noques (Bolson W)	131



Figura 2.3: Carta de Reconocimiento de suelos de la cuenca de la Laguna de Rocha; MGAP. Escala 1:1.000.000. Se observan los diferentes tipos de suelo, para los cuales se asocia a cada tipo una cantidad de agua disponible específica.

B) Cálculo

El modelo de Temez vincula el escurrimiento mensual de una cuenca de drenaje con las características fisiográficas de la cuenca y las condiciones climáticas que predominan sobre la misma. Considera dos capas de suelo, es decir, dos almacenamientos de agua subterráneos: uno en la capa superior del suelo (generador de un flujo rápido) y otro en la capa inferior del mismo (generador de un flujo diferido o flujo base).

En la figura 2.4 se describe conceptualmente el modelo. Como se observa, una parte del agua que precipita (P), potencialmente puede escurrir al cauce (excedente: T) y la diferencia ($P - T$) es almacenada en la primer capa superior del suelo, constituyendo la humedad del suelo (H). En esta capa del suelo se genera la evapotranspiración, y es posible además almacenar agua que pasa de un mes a otro.

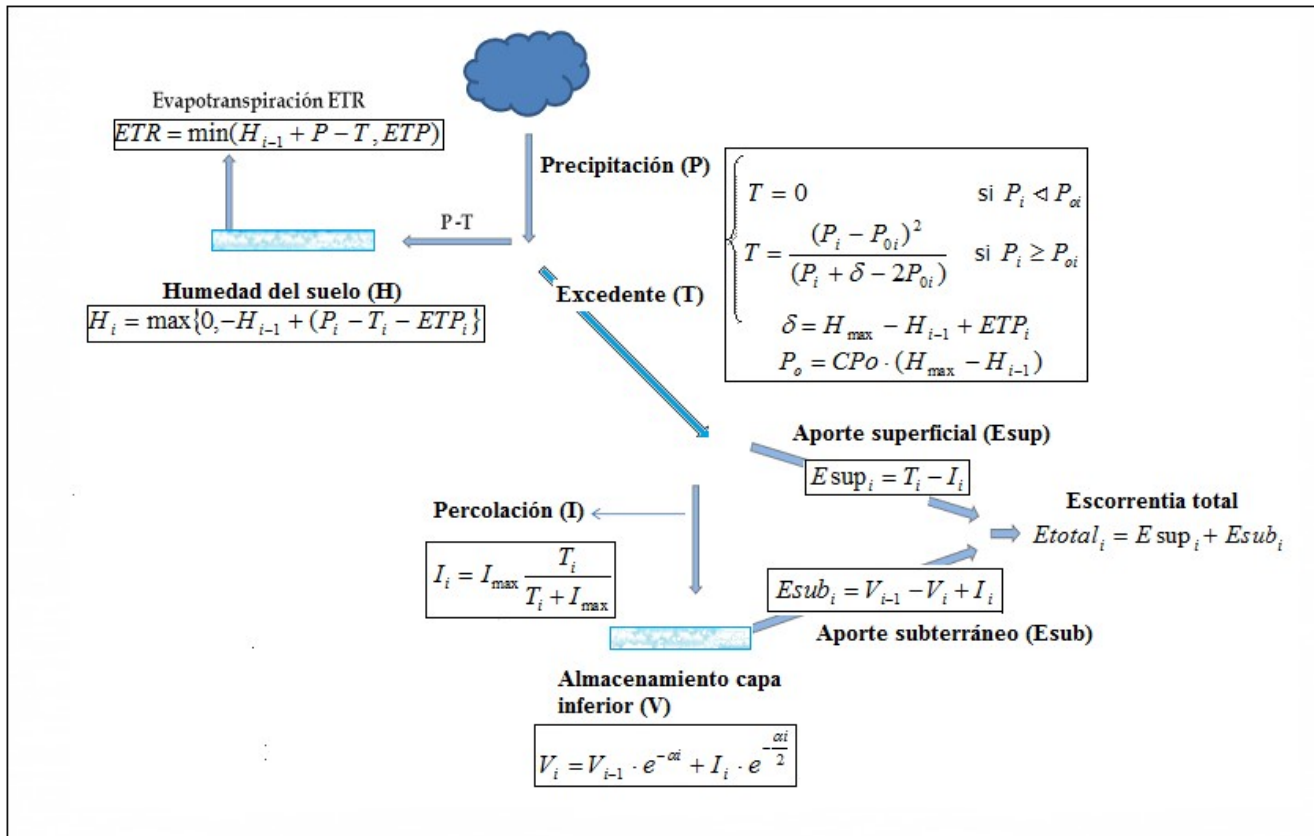


Figura 2.4: Esquema conceptual general del Modelo de Temez (1977), modificado de Crisci 2011, con información tomada de Genta *et al.* (2004).

Para la determinación del excedente se utilizan las ecuaciones propuestas por Temez en las que se incorporan dos de los parámetros del modelo CP_o y H_{\max} :

$$\left\{ \begin{array}{ll} T = 0 & \text{si } P_i < P_{0i} \\ T = \frac{(P_i - P_{0i})^2}{(P_i + \delta - 2P_{0i})} & \text{si } P_i \geq P_{0i} \end{array} \right. \quad (1)$$

$$\text{Con: } \delta = H_{\max} - H_{i-1} + ETP_i \quad (2)$$

$$P_o = CP_o \cdot (H_{\max} - H_{i-1}) \quad (3)$$

Donde:

P_i : Precipitación en el mes i

T_i : Excedente en el mes i

H_{\max} : Capacidad máxima de retención de agua en el suelo (primer parámetro del modelo)

H_{i-1} : Humedad en el suelo al final del mes i-1

ETP_i : Evapotranspiración potencial en el mes i

CP_o : Segundo parámetro del modelo.

Una vez estimado el excedente, la humedad del suelo al final del período se obtiene mediante el siguiente balance hídrico, en el cual se considera como ingreso el valor $P_i - T_i$ y se jerarquiza el cumplimiento de la demanda de evapotranspiración potencial (ETP_i , límite superior de la evapotranspiración real ETR_i).

$$H_i = \max\{0, -H_{i-1} + (P_i - T_i - ETP_i)\} \quad (4)$$

Del total de agua que potencialmente puede escurrir (T_i), una parte participa del fenómeno de percolación (I_i) hacia un segundo almacenamiento del suelo (capa inferior). Para determinar I_i el modelo adopta una ley de infiltración potencial (I) al almacenamiento subterráneo que es función del excedente (T) y está acotada por un valor máximo (I_{\max}), que es el tercer parámetro del modelo:

$$I_i = I_{\max} \frac{T_i}{T_i + I_{\max}} \quad (5)$$

Esta ley asegura que la percolación aumenta con el excedente, pero tiene como asíntota horizontal $I_i = I_{\max}$

La infiltración (I) se convierte en potencial recarga para el almacenamiento subterráneo, dado que una parte importante puede ser devuelto al escurrimiento de ese período, en tanto que el resto forma parte del escurrimiento superficial drenado directamente por el cauce ($T - I$). Quedando entonces determinado el escurrimiento superficial entonces por la siguiente expresión:

$$E \text{ sup}_i = T_i - I_i \quad (6)$$

El almacenamiento subterráneo, al igual que el suelo, es una capa capaz de retener agua y también de entregarla. Esta capa subterránea permite regular el agua que pasa de un mes a los siguientes, generando escurrimientos lentos o diferidos. Se hace la hipótesis que la cantidad de agua que entrega el almacenamiento subterráneo (Q_i) es proporcional al volumen almacenado (V_i), definiéndose el coeficiente de proporcionalidad (α), el cual es el cuarto parámetro del modelo:

$$Q_i = \alpha \cdot V_i \quad (7)$$

$$\frac{dV_i}{dt} = -Q_i = -\alpha \cdot V_i \rightarrow V_i = V_{i-1} \cdot e^{-\alpha i} \quad (8)$$

Se asume además que la percolación (I_i) ingresa en la mitad del período de cálculo (Figura 2.5) obteniendo la siguiente expresión para el cálculo del volumen de agua almacenado en la capa de suelo inferior:

$$V_i = V_{i-1} \cdot e^{-\alpha i} + I_i \cdot e^{-\frac{\alpha i}{2}} \quad (9)$$

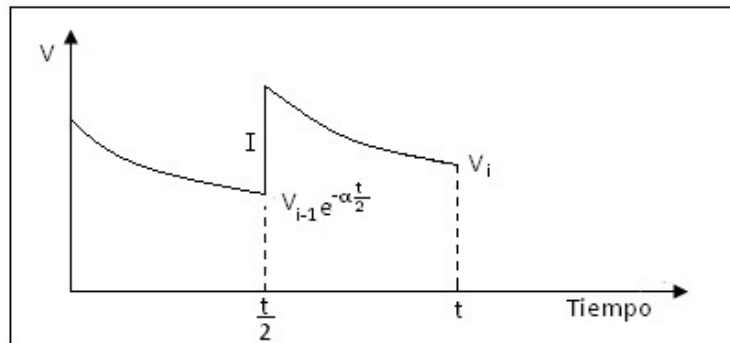


Figura 2.5: Ingreso de la percolación (I) a la capa inferior del suelo en la mitad del periodo de cálculo ($t=1\text{mes}$), el volumen de agua almacenado (tomado de Genta *et al.*, 2004)

Finalmente, el aporte de la capa inferior del suelo se calcula como:

$$E_{sub_i} = V_{i-1} - V_i + I_i \quad (10)$$

Por tanto, el escurrimiento total se calcula como la suma del aporte superficial (E_{sup}) y el aporte de la capa inferior del suelo (E_{sub}):

$$E_{total_i} = E_{sup_i} + E_{sub_i} \quad (11)$$

C) Parámetros del modelo

Como se mencionó anteriormente, el modelo de Témez consta de cuatro parámetros: α , I_{max} , CPo y H_{max} . De estos cuatro parámetros, H_{max} es el único que tiene un significado físico ya que representa la capacidad máxima de almacenamiento del suelo a través de la siguiente expresión: $H_{max} = CAD * AD$, siendo AD el agua disponible en el suelo utilizable por el cultivo y CAD un coeficiente que se ajusta en la calibración.

Los valores de los parámetros se consideraron inicialmente, para todas las subcuencas, iguales a los obtenidos en la calibración realizada para Uruguay (valores medios) a partir de los datos de escurrimiento mensual registrados en 12 subcuencas aforadas de Uruguay (Failache *et al.* 2006). Dichos valores se presentan en la tabla siguiente.

Tabla 2.3: Rango de valores de los parámetros del modelo de Témez (1977), H_{max} , CPo , α e I_{max} , calibrados para Uruguay (Failache *et al.* 2006) y valores medios de cada intervalo para cada parámetro

Parámetro	Uruguay	Valor medio
α	0.0933 – 0.0648	0.0775 1/día
I_{max}	250.0 – 334.3	292 mm
CPo	1.303 – 1.855	1.63
H_{max}	0.66 – 0.99	0.83*AD

2.2.3 Modelo de Temez Calibrado:

Una vez aplicado el modelo de Temez utilizando los parámetros calibrados para Uruguay, los parámetros fueron calibrados para cada sub-cuenca de aporte a la Laguna de Rocha.

La calibración consistió en minimizar las diferencias entre el volumen de agua medido y el volumen de agua calculado en la laguna, para períodos donde la barra permanece cerrada. Para ello se variaron los valores de cada parámetro del modelo de Temez, hasta encontrar el menor % de diferencias entre ambos volúmenes.

Volumen de agua Medido/Observado en la Laguna:

Este volumen se determinó utilizando la información hidrométrica de niveles de agua de la laguna registrada por la Dirección Nacional de Hidrografía, para el período 1956-2005. Estos niveles surgen de la lectura de la escala ubicada en la zona sur este de la Laguna (Estación La Virazón (ubicación: 34°40´S; 54°14´W))

A partir de estos datos de nivel se determinaron períodos en que el sistema se encontraba con la barra cerrada (Intercambio con el océano = 0) (Figura 2.6). Los períodos determinados son:

- Período 1: Noviembre 1987 – Febrero 1988
- Período 2: Diciembre 1994 – Abril 1995
- Período 3: Noviembre 1998 – Enero 1999
- Período 4: Diciembre 2000 – Marzo 2001

A los efectos de construir una relación volumen de la laguna como función del nivel, se utilizó la batimetría de la laguna relevada en febrero de 2012 mediante ecosonda (Figura 2.7) .

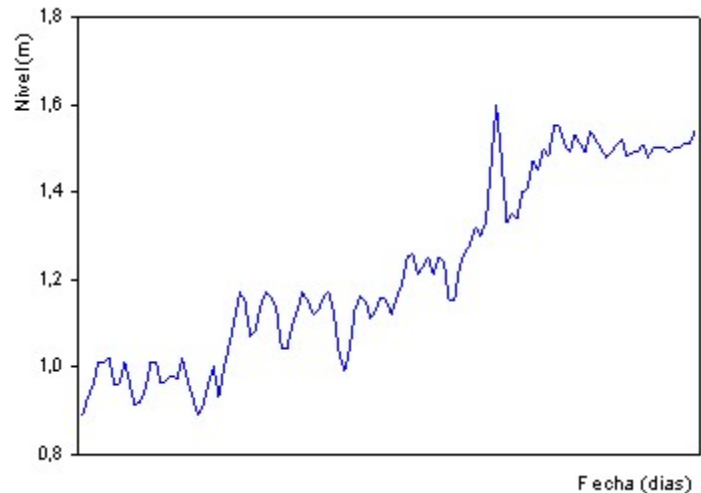


Figura 2.6: Ejemplo del nivel de agua de la Laguna de Rocha de uno del período: Noviembre 1987 – Febrero 1988, utilizado para la calibración del modelo de Temez. Se observa cómo va aumentando el nivel de agua en la Laguna de Rocha, por lo que se asume que el sistema se encontraba con barra cerrada. El nivel de agua de la Laguna de Rocha esta referenciado al cero oficial.

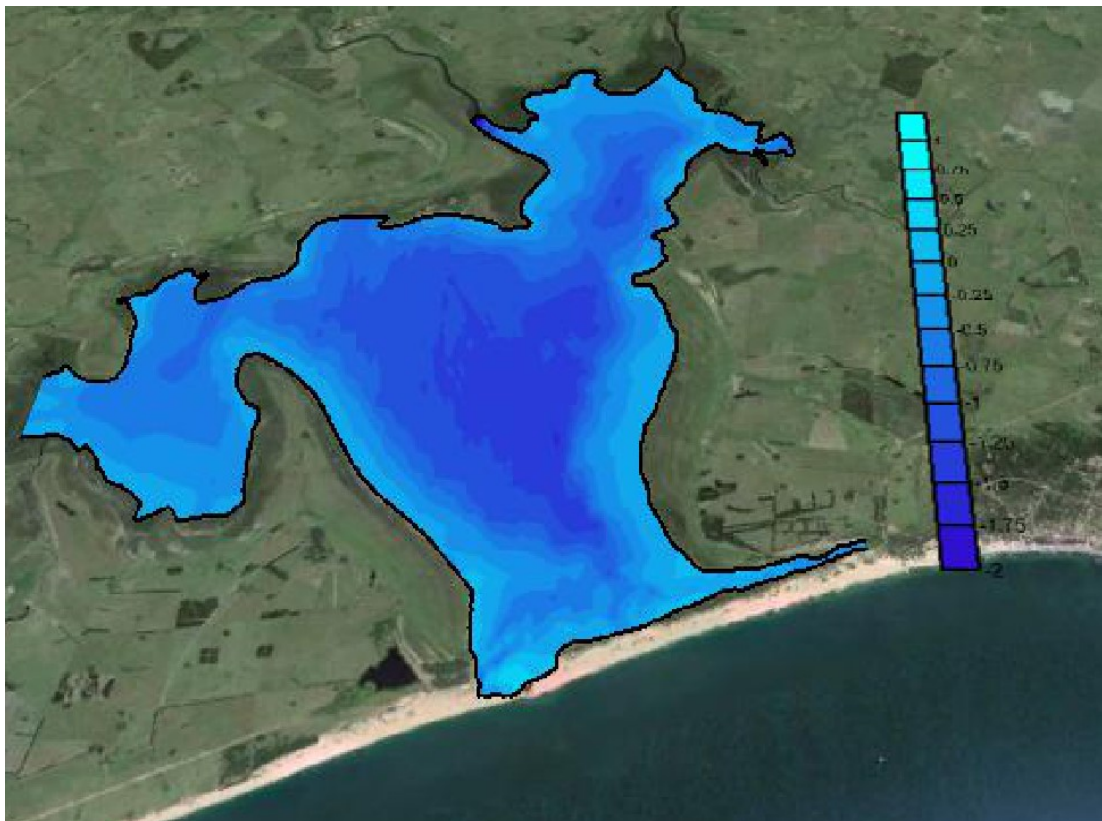


Figura 2.7: Batimetría de la Laguna de Rocha (2012), realizada por el Centro de Manejo Costero Integrado.

Tabla 2.4: Datos de área y volumen en función de las cotas de la Laguna de Rocha, obtenidos a partir de la batimetría (2012)

Cota (0 Warhol)	Area (m ²)	Volumen (m ³) (Por debajo de la cota indicada)
1,4	72663750	87394161
1,3	72663781	80036724
1,2	72590176	72681361
1	72258306	58006339
0,8	70391151	43519554
0,6	58229550	30423473
0,4	45114413	20080221
0,2	33355908	12178898
0	24758533	6434326
-0,2	16258044	2285341
-0,4	4004060	196090

Se obtuvo la siguiente función para el volumen respecto a la cota:

F=volumen \longrightarrow donde volumen=h

$$V(h) = ah^2 + bh + c \longrightarrow \Delta V(h) = (a(h_{final})^2 + b(h_{final}) + c) - (a(h_{inicial})^2 + b(h_{inicial}) + c)$$

$$F(h) = 1.3 \times 10^7 * (\text{vol final})^2 + 3.8 \times 10^7 * (\text{vol final}) + 0.6 \times 10^7 - 1.3 \times 10^7 * (\text{vol inicial})^2 + 3.8 \times 10^7 * (\text{vol inicial}) + 0.6 \times 10^7 \quad (12)$$

En base a estas funciones y al nivel inicial y final observado en cada mes del período, se obtuvo la variación de volumen de la laguna para cada mes.

▪ Volumen de agua Calculado:

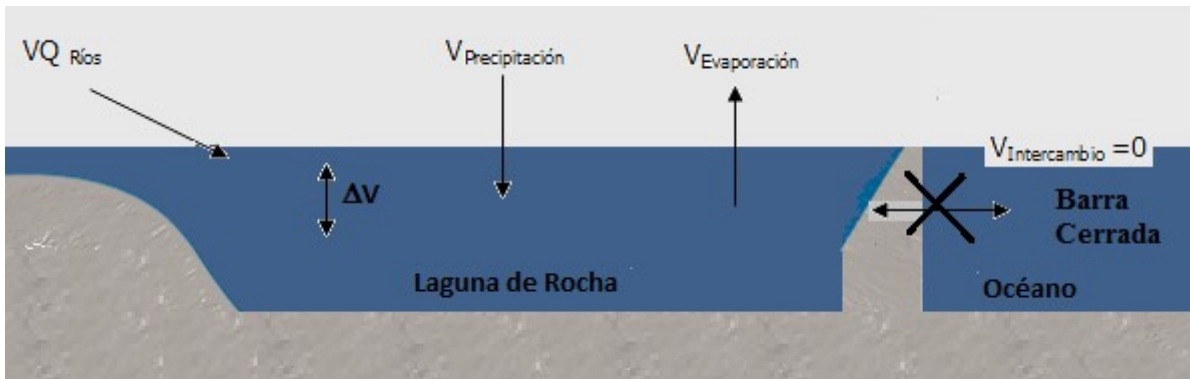


Figura 2.8: Balance hídrico de la Laguna de Rocha, en período de barra cerrada (intercambio con el océano=0), se observa la variación de Volumen mensual (ΔV) y las principales entradas ($VQ_{Ríos}$, $V_{Precipitación}$) y salidas ($V_{Evaporación}$)

La variación de volumen de agua calculado (utilizando el modelo) en cada mes del período se calculó aplicando un balance hídrico en la laguna que se expresa en la siguiente ecuación:

$$\Delta V = \sum VQ_{Ríos} + V_{Precipitación} - V_{Evaporación} + \underbrace{V_{Intercambio}}_{=0 \text{ (barra cerrada)}} \quad (13)$$

$VQ_{Ríos}$: Volumen de agua proveniente de los arroyos (Rocha, Las Conchas, La Paloma, Los Noques)

$V_{Precipitación}$: Volumen de agua precipitado en la laguna de Rocha.

$V_{Evaporación}$: Volumen de agua Evaporado en la laguna

$V_{Intercambio}$: Volumen de agua intercambiado entre la laguna y el océano.

Se despreció en este balance las pérdidas o intercambio de agua a través de la barra y el flujo de agua subterránea. El volumen de intercambio valió cero, dado que se aplicó este balance en períodos de barra cerrada.

Para determinar los volúmenes de precipitación y evaporación de cada período, se utilizaron datos de precipitación y evaporación proporcionados por el Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET), estos se convirtieron en volumen multiplicando los mm de precipitación o evaporación por el área de la laguna en cada mes del período. Para determinar el área de la laguna, se utiliza la siguiente función que se obtiene de la batimetría realizada (Tabla 2.3), donde x es el nivel de la Laguna y $F(x)$ es el área inundada de la laguna:

$F(x) = ax^2 + bx + c \longrightarrow$ donde x = área inundada de la laguna

$$F(x) = -1.9x10^7(x)^2 + 6x10^7(x) + 2.8x10^7 \quad (14)$$

En consecuencia, la ecuación de balance hídrico permitió determinar la variación del volumen estimado de la laguna en cada mes.

2.2.4 Estimación de escurrimientos de la cuenca – Modelo LOICZ

Para comparar con los balances realizados con los modelos de Temez, es decir, el modelo calibrado para el Uruguay (ver 2.2.2) y el específicamente para la Laguna de Rocha (ver 2.2.3), se utilizó el modelo de Cargas planteado por Gordon *et al.* (1996) en las guías de modelación biogeoquímica del programa de interacciones Tierra-Océano en las zonas costeras (LOICZ) perteneciente al programa Internacional Geosfera-Biosfera. Este modelo utiliza balances de masas de variables específicas, basados en el principio de conservación de la masa.

En este capítulo se utilizó únicamente la primera etapa del modelo LOICZ, que comprende el cálculo de escurrimiento y un balance de agua. Este balance se comparó con los balances hídricos realizados con el modelo de Temez calibrado para el Uruguay y el calibrado específicamente para la Laguna de Rocha, las demás etapas del modelo LOICZ no aplican al objetivo de este capítulo (ver capítulo 2).

Balance de agua en la Laguna de Rocha

Para determinar este balance el modelo LOICZ determina los volúmenes de precipitación y evaporación, para lo cual se utilizaron datos de precipitación y evaporación proporcionados por el INUMET, estos se convierten en volumen multiplicando los mm de precipitación o evaporación por el área de la laguna. El modelo calcula, a su vez todos los escurrimientos provenientes de los arroyos (VQ) al ecosistema. Para la determinación de los VQ el modelo LOICZ utiliza una modificación del modelo de Schreiber (1994), el cual permite la estimación de

descargas de ríos utilizando datos de parámetros comúnmente disponibles a nivel local. La ecuación 14, representa este balance a nivel anual. Este modelo asume que la variación de volumen es despreciable.

$$V_{Residual} = \sum VQ_{Rios} + V_{Pr\ precipitación} - V_{Evaporación} \quad (14)$$

VQ_{Rios} : Volumen de agua proveniente de los arroyos (Rocha, Las Conchas, La Paloma, Los Noques)

$V_{Pr\ precipitación}$: Volumen de agua precipitado en la laguna de Rocha.

$V_{Evaporación}$: Volumen de agua Evaporado en la laguna

$V_{Residual}$: Volumen de agua que se intercambia entre la laguna y el océano

Para el cálculo de los VQ_{Rios} se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$VQ = A_x \left(\exp\left(\frac{-e^0}{r+0.001}\right) \right) \left(\frac{r}{2.74 \cdot 10^{-6} Di} \right) \quad (15)$$

$$e^0 = 1.0 * 10^9 \exp\left(\frac{-4.62*103}{(273.15+T)}\right) \quad (16)$$

Donde:

- VQ ($m^3 d^{-1}$): escurrimiento mensual total calculado
- A_x (km^2): área total de la cuenca de drenaje
- e^0 (mm): evapotranspiración mensual calculada para la cuenca
- r (mm) es la precipitación mensual para la cuenca
- Di : número de días del mes
- T ($^{\circ}C$): temperatura atmosférica promedio mensual

2.2.5 Análisis de escenarios: Cambio de uso de suelo en la cuenca por aumento del área forestada.

Se realizó una modelación hidrológica de forma de simular el déficit de caudal de aporte a la Laguna de Rocha como consecuencia de la presencia de cobertura forestal dentro de la cuenca, para diferentes escenarios de expansión de la forestación, y en forma independiente para los años 1974, 1996 y 2005. Para lo cual, se utilizó el modelo de Témez (1997) calibrado, incorporando en la modelación hidrológica de cada subcuenca los principales procesos hidrológicos que caracterizan a las plantaciones forestales (intercepción e incremento de la transpiración respecto a las pasturas naturales).

Para estimar el caudal *afectado* de aporte a la Laguna de Rocha por la existencia de cobertura forestal dentro de la cuenca, se implementó la metodología tomada de Crisci (2011), basada en datos medidos nacionales y el modelo de Zhang *et al.* (1999). Esta metodología incorpora en la modelación hidrológica de cada subcuenca, los principales procesos hidrológicos que caracterizan a las plantaciones forestales respecto a las pasturas naturales.

El procedimiento consistió en modelar para cada subcuenca de aporte a la Laguna de Rocha el escurrimiento de la superficie cubierta con pasturas (considerado natural o sin modificación) y el escurrimiento de la superficie cubierta con forestación en forma independiente.

El escurrimiento mensual de la superficie cubierta con pasturas corresponde al escurrimiento natural ya modelado anteriormente (ver sección 2.2.2). Mientras que el escurrimiento mensual de la superficie con cobertura forestal fue simulado a través del modelo de Temez modificando dentro del mismo las siguientes variables:

- Precipitación: en esta metodología se utilizó la precipitación efectiva, la cual se obtiene como la diferencia ente la precipitación total (P) y la intercepción (I). Dicha intercepción fue estimada a partir de la relación determinada por Crisci 2011 (figura 2.9).

$$I = 0.218 * P$$

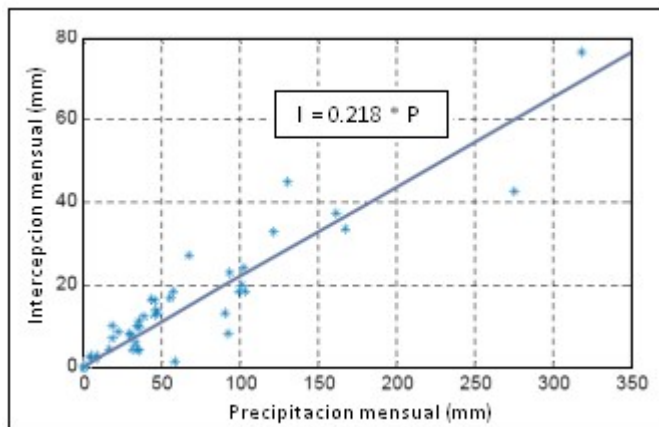


Figura 2.9: Tomado de Crisci (2011). Relación precipitación (P) intercepción mensual (I) obtenida de los datos registrados en una microcuenca forestal localizada en el litoral del país (datos brindados por el IMFIA)

- Ciclo medio anual de ETP: Se utilizaron las expresiones de precipitación-*evapotranspiración* anual propuestas por Zhang, L. *et al.* (1999), en su concepción teórica. Es decir, se evaluaron con la precipitación efectiva (en lugar de la precipitación total), considerando un valor de la *evapotranspiración* potencial anual del cultivo de referencia (E_0) correspondiente a la cuenca de estudio (1200 mm). Una vez obtenido el escurrimiento asociado a cada tipo de cobertura (con y sin forestación), se determinó el caudal afectado de cada subcuenca multiplicando cada escurrimiento por la superficie correspondiente. Luego se determinó el caudal afectado de aporte a la laguna de Rocha como la sumatoria del caudal afectado de todas las subcuencas.

A continuación, se presentan detalladamente los cálculos realizados para determinar el caudal *afectado* de aporte a la Laguna de Rocha:

- El caudal *afectado* se obtuvo para cada mes del período de simulación, como:

$$Q_{Ft} = \sum Q'_{Fi} \quad (15)$$

Siendo:

Q_{Ft} = caudal *afectado* de aporte a la laguna de Rocha, en el paso de tiempo t

$\sum Q'_{Fi}$ = el caudal *afectado* de la subcuenca i en el paso de tiempo t

- El caudal afectado de cada subcuenca fue determinado a través de la siguiente expresión:

$$Q'_{Fi} = A_i \cdot (f_i \cdot Esc'_{forestal_i} + (1 - f_i) \cdot Esc'_{natural_i}) \quad (16)$$

Siendo:

A_i : el área de la subcuenca i.

f_i : el porcentaje de cobertura forestal de la subcuenca i

$Esc'_{natural_i}$: el escurrimiento *natural* de la subcuenca i en el paso de tiempo t.

$Esc'_{forestal_i}$: el escurrimiento de la superficie con cobertura forestal de la subcuenca i en el paso de tiempo t.

El escurrimiento de la superficie con cobertura forestal de cada subcuenca i en cada paso de tiempo t se determinó utilizando el modelo de Temez (utilizado para obtener el escurrimiento natural) modificando en el mismo las siguientes variables:

- Precipitación que participa del balance de agua en el suelo (precipitación efectiva):

$$Pe_i^t = P_i^t - 0.218 \cdot P_i^t \quad (17)$$

Siendo: P_i^t y Pe_i^t la precipitación total y la precipitación efectiva de la subcuenca i en el paso de tiempo t , respectivamente.

- Ciclo medio anual de ETP:

$$CA_i^a(ETP_f) = \frac{ETf_i^a}{ETp_i^a} \cdot CMA(ETP) \quad (18)$$

Siendo:

$CA_i^a(ETP_f)$: ciclo anual de ETP de la superficie con cobertura forestal de la subcuenca i en el año a .

$CMA(ETP)$: ciclo medio anual de ETP de la superficie cubierta con pasturas.

ETf_i^a : evapotranspiración anual de la superficie con cobertura forestal de la subcuenca i en el año a .

ETp_i^a : evapotranspiración anual de la superficie con pasturas respectivamente de la subcuenca i en el año a .

ETf_i^a y ETp_i^a se calcularon a partir de las expresiones teóricas propuestas por Zhang (1999):

$$ETf_i^a = \left[\frac{1 + wf \cdot E_0}{1 + wf \cdot \frac{E_0}{Pe_i^a} + \frac{Pe_i^a}{E_0}} \right] \cdot Pe_i^a \quad \text{y} \quad ETp_i^a = \left[\frac{1 + wp \cdot E_0}{1 + wp \cdot \frac{E_0}{Pe_i^a} + \frac{Pe_i^a}{E_0}} \right] \cdot Pe_i^a$$

Siendo:

- Pe_i^a a la precipitación efectiva anual de la subcuenca i en el año a .
- ETf y ETp : la evapotranspiración anual correspondiente a la forestación y a la pastura natural, respectivamente.
- wf y wp : coeficientes dependientes de la profundidad de exploración radicular de los árboles y de la pastura natural, tomando valores de 2.0 y 0.5, respectivamente.
- E_0 : la evapotranspiración potencial anual del cultivo de referencia, (1200mm).

Los valores de E_0 , wf y wp utilizados en esta metodología, corresponden a los calibrados por Zhang a través del ajuste de la evapotranspiración total de un gran número de cuencas aforadas.

2.3 Resultados

2.3.1 Parámetros del modelo de Temez Calibrado para la cuenca de Laguna de Rocha

En la tabla 2.3 se presentan los parámetros medios calibrados para Uruguay del modelo de Temez y los parámetros resultantes de la calibración del mismo en la cuenca de Laguna de Rocha, obtenidos en esta tesis. Para la calibración se utilizaron los períodos de tiempo en que la barra de la Laguna de Rocha se encontraba cerrada (Intercambio con el océano =0). En el caso de los parámetros calibrados para Uruguay, no existe una única solución que mejor ajuste el modelo a todas las cuencas utilizadas, sino que cada parámetro puede variar en un intervalo óptimo, siendo igualmente buena la solución en todos los puntos del intervalo. Este tipo de soluciones múltiples, tiene particular importancia cuando se trata de un gran número de cuencas y/o parámetros.

En el caso de Laguna de Rocha, pudo ajustarse un único valor para cada parámetro, aunque diferentes en cada subcuenca. El procedimiento de calibración fue manual, parámetro a parámetro considerando como función objetivo minimizar la diferencia de volumen medido y calculado en Laguna de Rocha para cada período de barra cerrada.

Tabla 2.5: Parámetros del modelo de Temez (1977) calibrados para Uruguay: H_{\max} (Capacidad máxima de retención de agua en el suelo), (CPo) segundo parámetro del modelo y α (coeficiente de proporcionalidad), e I_{\max} (Infiltración máxima) (Failache *et al.* 2006), para cada subcuenca de la Laguna de Rocha.

Parámetros Temez	Uruguay	Calibrados Cuenca Laguna de Rocha			
		Subcuenca Rocha	Subcuenca La Paloma	Subcuenca Las Conchas	Subcuenca Los Noques
H_{\max}	0.83 (0.66 – 0.99)	0.83	0.99	0.83	0.99
CPo	1.63 (1.303 – 1.855)	1.65	1.9	1.86	1.9
α (1/mes)	0.0775 (0.0933 – 0.0648)	0.213	2.997	2.055	2.997
I_{\max} (mm)	292 (250.0 – 334.3)	80	50	50	500

Es importante destacar que el parámetro de mayor significancia física en el modelo es H_{\max} , los resultados en las subcuencas de Laguna de Rocha se encuentran en el intervalo calibrado para Uruguay. El parámetro CPo , también presenta resultados dentro del intervalo calibrado para Uruguay, a excepción de las subcuencas de La Paloma y Los Noques, las cuales sobrepasan apenas dicho rango.

Los parámetros α e I_{\max} resultantes de la calibración de Laguna de Rocha, toman valores fuera del intervalo calibrado para Uruguay debido a que los mismos están relacionados con el flujo de aguas subterráneas en la cuenca, aspecto físicamente muy discutible en el modelo de Temez y muy variable para las diferentes cuencas de Uruguay, matriz para la cual se carece de datos para la cuenca de la laguna.

2.3.2 Comparación de Modelos

Comparación de Volúmenes medidos y calculados del sistema

Se comparó el volumen medido (ver sección 2.2.3), con respecto al volumen calculado (sección 2.2.3) de la laguna, para cada uno de los cuatro períodos seleccionados de barra cerrada. Las diferencias obtenidas entre todos los períodos presentan una media de 17.4%. En todos los casos, para los cuatro períodos de tiempo, ambos volúmenes son muy similares entre sí, como se presenta en la (Figura 2.10).

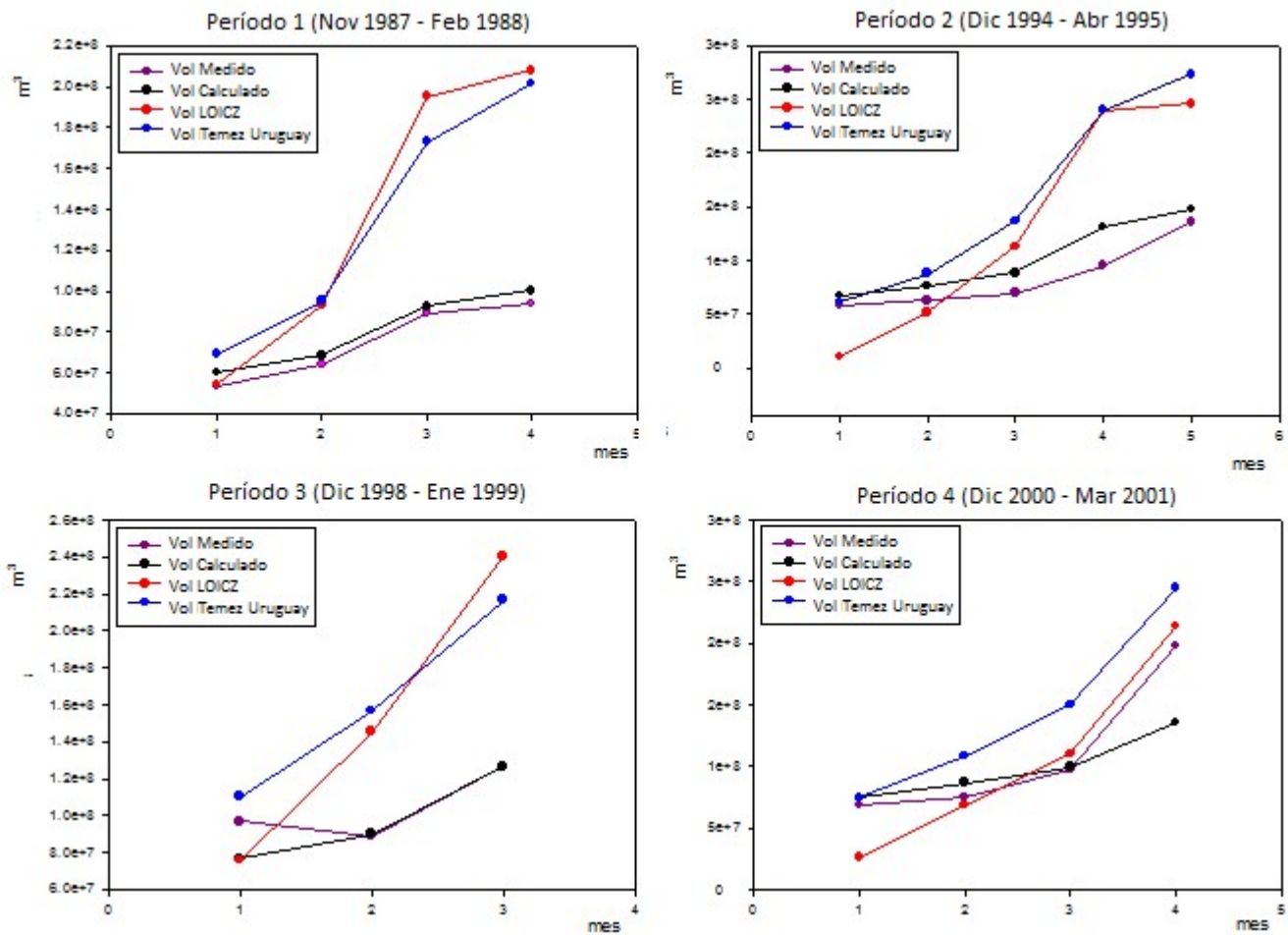


Figura 2.10: Comparación del Volumen de la Laguna de Rocha calculado con modelos (Temez Uruguay, Temez Laguna de Rocha de Rocha y LOICZ) respecto del volumen medido.

Se compararon también los volúmenes obtenidos con el modelo LOICZ respecto al modelo de Temez calibrado para Uruguay (TMU), también siendo estos dos muy similares entre sí, sobrestimando en ambos casos el volumen medido en el sistema (Figura 2.10). Asimismo se observa que en los cuatro períodos seleccionados se cumple el mismo patrón (Figura 2.10):

➡ **LOICZ \approx Temez Uruguay (TMU) > Temez Calibrado Laguna Rocha (TMLR) \approx Volumen medido**

Del período de tiempo 1956 – 2006, utilizado anteriormente para la calibración del modelo de Temez, se seleccionó el período de 1986 al 2006, para el cual se graficaron los escurrimientos medios mensuales de las cuatro subcuencas de la Laguna de Rocha. Para este período de tiempo se observa que los meses con mayor escurrimiento son los meses de julio y agosto (Figura 2.11), lo que coincide con los meses de menor evapotranspiración.

Las subcuencas del arroyo Rocha y el arroyo Las Conchas presentaron el mayor aporte de las subcuencas a la laguna. En la figura 2.12 se presenta para cada cuenca, el ciclo medio anual de caudales de aporte para el período de 1986 al 2006. La subcuenca de La Paloma es la que presenta menor aporte al sistema.

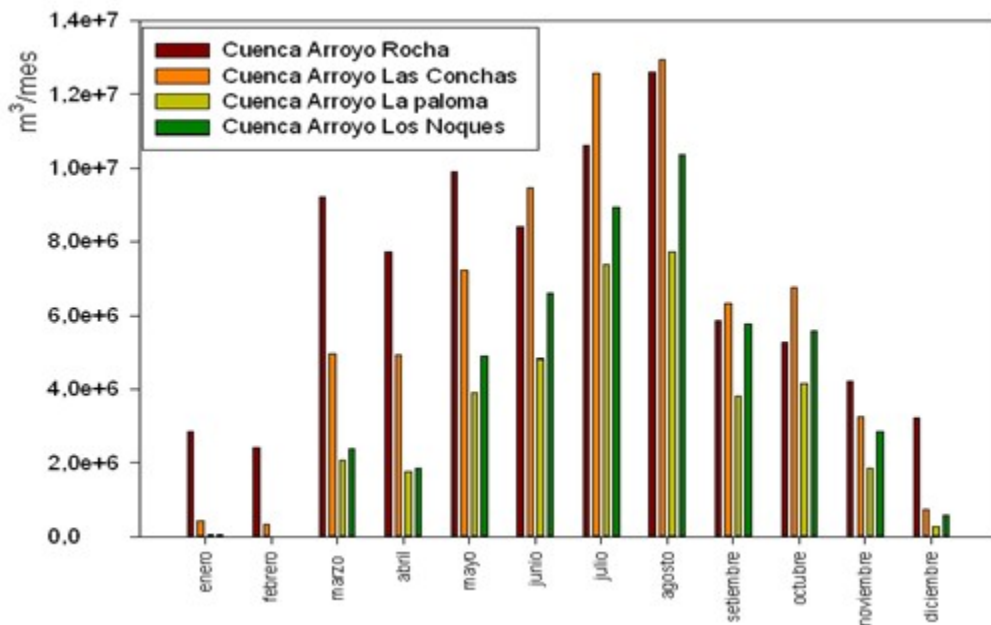


Figura 2.11: Se observan los valores medios de escurrimientos mensuales de las subcuencas de la Laguna de Rocha (Rocha, las Conchas, La Paloma y Los Noques), en el período de 1986 al 2006.

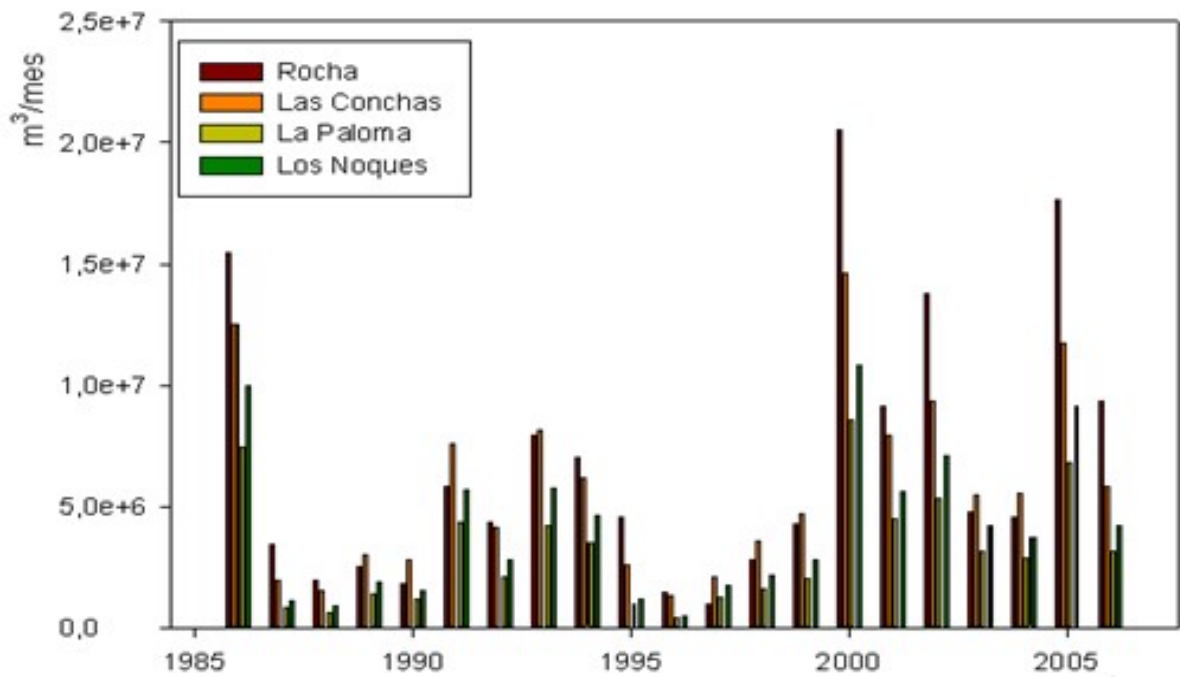


Figura 2.12: Valores medios de los escurrimientos anuales para las cuatro subcuencas de la Laguna de Rocha en el período de 1986 al 2006.

Comparación de caudales

El caudal (m^3/mes) se define como el acumulado del volumen de escurrimiento mensual. Se compararon los caudales mensuales (VQ) obtenidos entre los modelos (modelo LOICZ, modelo Temez calibrado Uruguay (TMU) y modelo de Temez calibrado para Laguna de Rocha (TMLR)).

Al igual que con los volúmenes, si bien se observan diferencias entre los diferentes caudales los mismos no se solapan observando para todos los períodos de tiempo el mismo patrón (Figura 2.13):



LOICZ > TMU > TMLR

En este caso, al igual que en los volúmenes las diferencias observadas entre los diferentes modelos pueden atribuirse además del viento y el agua subterránea, a cómo se considera en cada modelo la evapotranspiración y la capacidad de almacenamiento de los suelos del sistema.

Comparación de caudales obtenidos dentro del balance de nutrientes del modelo LOICZ

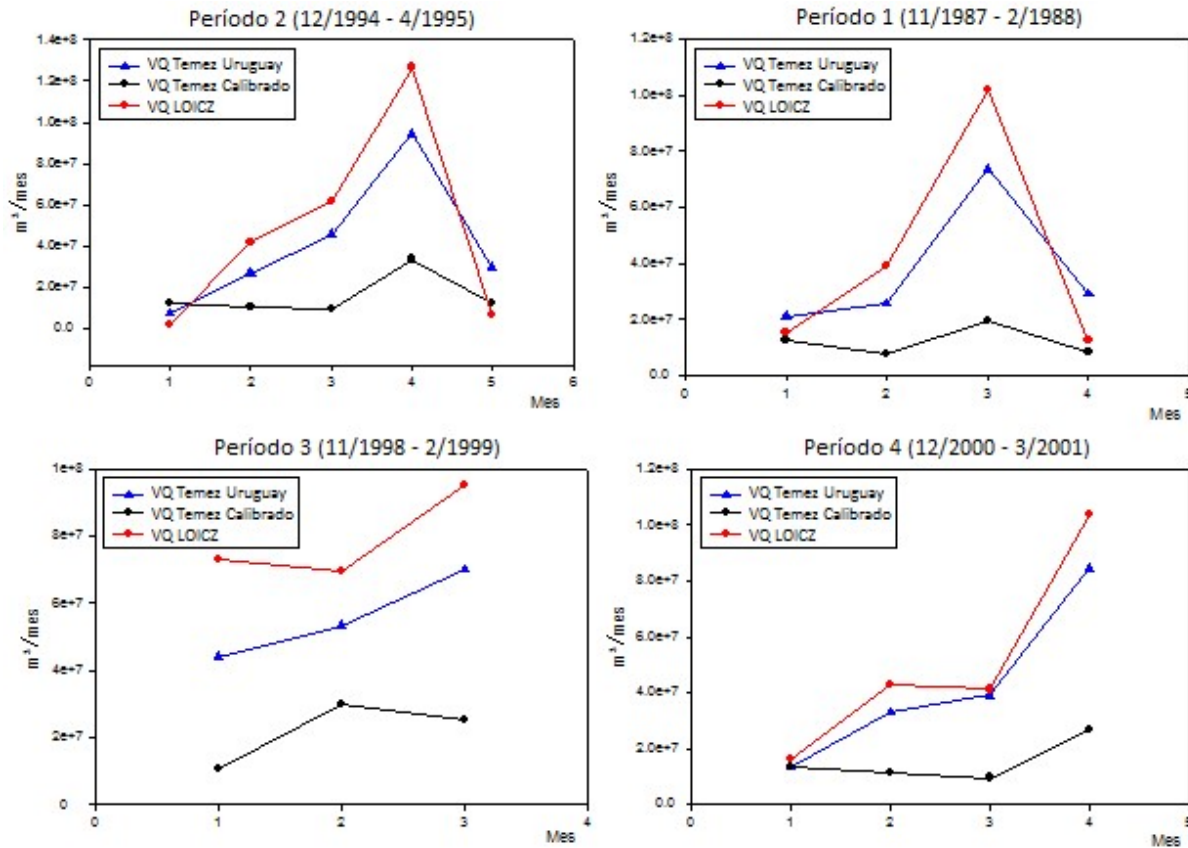


Figura 2.13: Comparación de los VQ de la Laguna de Rocha calculados con modelos (Temez Calibrado Uruguay, Temez Calibrado LR y LOICZ)

Se compararon los valores de los caudales obtenidos de los modelos de Temez (calibrado Uruguay y calibrado LR) en el modelo de LOICZ, para la determinación del balance de nutrientes. Se observa como los cambios encontrados en el caudal provocan variaciones en el tiempo de residencia del sistema (Tabla 2.6).

Tabla 2.6: Resultados de los tiempos de residencia obtenidos en el balance hídrico del modelo LOICZ, calculados con los diferentes flujos de escorrentía calculados con los modelos LOICZ, TMU y TMLR.

Año	Modelo	VQ	Tiempo de residencia (días)
1996	LOICZ	6,4x10 ⁵	97
	TMU	5,7x10 ⁵	113
	TMLR	3,7x10 ⁵	201
2006	LOICZ	1,8x10 ⁶	19
	TMU	1,7x10 ⁶	19
	TMLR	1,3x10 ⁶	26

Análisis cualitativo de escurrimientos

Este análisis se realizó a modo de chequeo de los caudales obtenidos con los diferentes modelos. Se realizó un análisis cualitativo utilizando la salinidad (tabla 2.7) como indicador de entrada o salida de agua del sistema, a modo de corroborar el sentido del volumen de intercambio ($V_{Re\ sidual}$) entre la Laguna de Rocha y el océano. Es decir, se observa como disminuye o aumenta la salinidad en el sistema dependiendo si entra o sale agua del sistema. Este análisis se realizó en base a campañas de muestreo de salinidad efectuadas en el pasado.

Se tomó como ejemplo (por disponibilidad de datos: fecha, estado de la barra (abierta o cerrada), salinidad) el año 1996, y se verificó que disminuyó o aumentó la salinidad en el sistema dependiendo si entró o salió agua del mismo. Por otra parte, también se observó la importancia de la evaporación en el sistema, pudiendo llegar a ser en muchos casos mayor a la precipitación y por tanto determinar la salinidad del sistema. Este ejemplo puede ocurrir en meses de verano, debido a las altas temperaturas y la disminución de las lluvias. Lamentablemente debido a la falta de datos de distribución de salinidad en la laguna, este análisis cualitativo solo puede considerarse una aproximación, se debería hacer un estudio ampliado para utilizar este parámetro como un indicador del sentido del flujo de agua entre la laguna de Rocha y el océano.

Tabla 2.7: análisis cualitativo de la salinidad de la laguna de Rocha, como indicador del volumen de intercambio ($V_{Re\ sidual}$) entre el sistema y el océano; $V_{Re\ sidual} > 0$ (entra agua al sistema), $V_{Re\ sidual} < 0$ (sale agua del sistema).

Ejemplo año 1996							
Fecha	Barra	VQ (m³/día)		VR (m³/día)		Salinidad	Observaciones
20/8/1996	Cerrada	3835733.5		-4819709.2	-	12.63	VR negativo y salinidad baja
3/9/1996	Abierta	25760466.1		-3527389.3	- (sale agua)	34.7	El aumento de salinidad se debe a que fue abierta entre 20/8 y 3/9. Aumento de aporte fluvial, se observa que sale agua (-).
1/10/1996	Abierta	24311350.4	VQ alto (aporte arroyos)	3829073.1	- (sale agua)	20.4	disminuye salinidad por gran aporte de ríos.
28/11/1996	cerrada	8808549.1		- 26847411.3	-	12.26	disminuye salinidad y aporte fluvial.
11/12/1996	cerrada	5046976.7		- 34264740.5	-	47.6	aumenta salinidad por evaporación o agua subterránea.

2.3.3 Análisis de escenarios de cambio de uso de suelo

En la tabla 2.8 se presentan los resultados obtenidos, en términos anuales, del caudal de aporte natural, y caudal afectado por la forestación en las diferentes subcuencas de la Laguna de Rocha (La paloma, Las conchas y Rocha), no se considera la subcuenca de Los Noques por que no presenta forestación ni área potencialmente forestable.

Tabla 2.8: Se muestran los caudales naturales y caudales afectados por la forestación de la subcuencas de la Laguna de Rocha, y el escenario de área máxima forestable, con su consecuente % de reducción del caudal de aporte en las diferentes subcuencas de la Laguna de Rocha. El % de área máxima forestable fue determinado con datos de caudal natural correspondientes al año 2005, debido a que estos son los datos más actuales y este año es el que presenta la mayor precipitación. La flecha indica el aumento en el porcentaje de reducción del caudal a medida que aumenta el área forestada en la subcuenca del Arroyo Rocha.

Subcuenca	Año	Áreas forestadas (ha)	Caudal Natural (m3/año)	Caudales Afectados (m3/año)	% de reducción del caudal
Rocha (área: 57474 ha)	1974	523	1.68E+08	1.66E+08	0.9
	1996	1149	9.39E+07	9.24E+07	1.6
	2005	6348	4.23E+08	4.00E+08	5.5
	área máx. forestable	30937	4.23E+08	3.09E+08	26.9
Las Conchas (área: 20766 ha)	1974	445	5.84E+07	5.83E+07	0.3
	1996	628	2.77E+07	2.74E+07	1.3
	2005	1069	1.49E+08	1.48E+08	0.3
	área máx. forestable	3404	1.49E+08	1.47E+08	0.9
La Paloma (área: 12779 ha)	1974	225	2.69E+07	2.68E+07	0.2
	1996	351	1.19E+07	1.17E+07	1.6
	2005	578	8.64E+07	8.61E+07	0.3
	área máx. forestable	3883	8.64E+07	8.48E+07	1.7

Se observa únicamente para la subcuenca del Arroyo Rocha en el año 2005, un aumento del caudal afectado al aumentar el porcentaje de forestación, lo cual coincide con que este año es el que presenta mayor precipitación de los 3 períodos. En las subcuencas de Las Conchas y La Paloma, si bien existe un aumento en el porcentaje de forestación, no se visualiza una tendencia, solo se observa únicamente un aumento en el caudal afectado en 1996, el cual, presenta menor precipitación.

En la tabla 2.8 se presentan también para las tres subcuencas del sistema las diferencias porcentuales en relación a diferentes escenarios de forestación respecto al escenario natural. En los escenarios de aumento del área forestada, la subcuenca del arroyo Rocha es la única que muestra un aumento evidente en el caudal afectado, siendo mínimo en las dos subcuencas restantes. En la figura 2.14 se observa como aumenta el tiempo de residencia de la Laguna de Rocha al aumentar el porcentaje de forestación del 11 al 54% en la cuenca del arroyo Rocha.

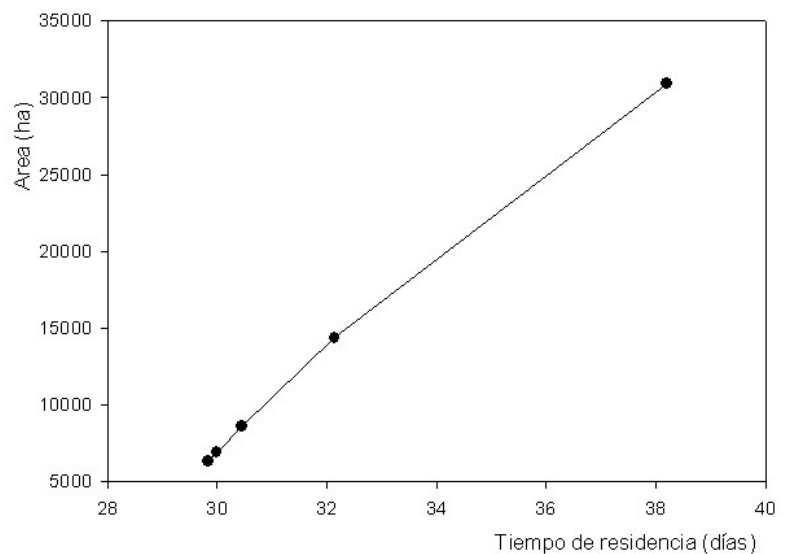


Figura 2.14: aumento del tiempo de residencia de la laguna de Rocha al aumentar la forestación potencial en la subcuenca del arroyo Rocha de un 11 a un 54%.

2.4 Discusión

Se encontró que el modelo de Témez calibrado en Laguna de Rocha (TMLR), mostró el resultado más adecuado para el balance hídrico del sistema, esto se debe a que los parámetros de este modelo fueron ajustados específicamente para la cuenca. Como ya se mencionó anteriormente, el TMLR considera la evapotranspiración potencial local y el contenido de humedad del suelo en base al agua disponible de los diferentes suelos presentes.

El modelo LOICZ es un modelo de carácter general, el cual es aplicable a muchas regiones y sistemas. Por tanto no considera la información de nuestro país respecto a funciones de evaporación ni almacenamiento de agua en los suelos y en consecuencia, era esperable un comportamiento menos ajustado. El modelo de Temez calibrado para el Uruguay (TMU), o Temez Regionalizado, si bien considera información de evaporación y almacenamiento de suelos de nuestro país, considera parámetros ajustados en diversas cuencas del país donde no se incluyó Laguna de Rocha. Por tanto, el VQ obtenido con el modelo TMLR es más preciso y por ende mejor para utilizar en el balance de masas del modelo LOICZ (ver capítulo 3), corroborando la primer hipótesis planteada.

A pesar de las diferencias encontradas, tanto en la comparación de los volúmenes (medido y calculado) como en los caudales (VQ) del sistema, calculados con los modelos (TMU, TMLR y LOICZ), para los cuatro períodos de tiempo seleccionados se cumple el mismo patrón (Figura 2.13) \longrightarrow LOICZ > TMU > TMRL

Estas diferencias en ambos casos pueden atribuirse a factores propios de la Laguna de Rocha que en el desarrollo de los modelos LOICZ y TMU fueron despreciados o valorados distinto:

- Viento: factor no considerado por falta de datos para los períodos seleccionados, pero se sabe que puede ser un factor determinante en el nivel observado de la laguna que se utiliza para el cálculo de volumen observado.
- Agua subterránea: en el balance a la laguna, se despreció el flujo de aguas subterránea desde y hacia la laguna.
- Otras diferencias observadas pueden atribuirse además a como se considera en cada modelo la evapotranspiración y la capacidad de almacenamiento de los suelos del sistema.

En particular, el modelo de Temez calibrado para Uruguay, incluyó 12 cuencas cuya agua disponible media era 84 mm, mientras que el agua disponible media de la cuenca de Laguna de Rocha es 122 mm. Este aumento en un 45% del agua disponible explica en buena medida la sobrestimación de caudales del modelo de TMU respecto al modelo TMLR. Con el modelo LOICZ sucede algo similar, ya que no incluye como parámetro el cálculo de escurrimiento el almacenamiento del suelo, y se puede abreviar con el patrón determinado que éste último sobrestima los aportes de caudal de los arroyos afluentes a la laguna. Si bien esta sobrestimación de caudales hace variar el tiempo de residencia del agua en el sistema, queda pendiente evaluar las consecuencias en el funcionamiento de los ciclos de nitrógeno y fósforo para el caso de la Laguna de Rocha (ver capítulo 3).

Esta conclusión lleva a hacer dos recomendaciones concretas: 1) la necesidad de disponer de series históricas de niveles de agua en las lagunas costeras de Uruguay, registro de los episodios de apertura y cierre de las barras litorales y conocimiento reciente de batimetría del cuerpo de agua. Por otro lado, sería de interés instalar estaciones de monitoreo de caudal en cada uno de los afluentes principales a las lagunas costeras. 2) Si bien LOICZ es un modelo robusto de balance de agua, salinidad y nutrientes, en el caso del balance de agua, utiliza un modelo muy simplificado y no ajustado a las condiciones de suelos y clima de Uruguay, que si bien como primera aproximación puede ser un indicador razonable, en nuestro país se dispone de una mejor herramienta (modelo de Temez). Por tanto, es recomendable utilizar el modelo de Temez (y de ser posible calibrarlo) para su utilización como input del modelo LOICZ en lagunas costeras de Uruguay, en lugar de aplicar el modulo de balance hídrico de LOICZ.

A su vez, a través del modelo de Temez se podrían determinar caudales de las diferentes subcuencas (VQ_{Rios}) para períodos de tiempo menores a un año ej.: mensuales, estacionales, etc., ya que éste trabaja en base mensual, a diferencia del LOICZ que realiza los balances de masas en paso anual. Con estos caudales puede calcularse el $V_{Residual}$ (Flujo de intercambio utilizado por el modelo LOICZ) y realizar el balance de masa del

sistema. Sería necesario avanzar en una buena caracterización del flujo de agua subterránea en la zona de la laguna y del viento, con lo cual sería posible mejorar la calibración del modelo de Temez encontrada.

En la simulación de los diferentes escenarios de forestación en la cuenca del sistema (tabla 2.8), se observa cómo disminuye lentamente el caudal que llega efectivamente a la laguna proveniente de la escorrentía, a medida que aumenta con los años estudiados el área forestada en la cuenca. Sin embargo, al introducir los caudales calculados en el modelo LOICZ, no se generó un cambio en el balance de Hídrico. Es decir, si bien se produjo una reducción en el caudal que llega desde la cuenca, el sistema continúa comportándose como exportador de agua hacia el sistema adyacente, el Océano Atlántico.

Esta simulación que comprende el escenario de forestación máxima, constituye una buena aproximación para el estudio de los posibles cambios en el sistema debido al aumento de este uso del suelo. Sin embargo, este análisis de hidrología forestal fue construido a partir de cuencas del litoral noroeste del país (en los departamentos de Paysandú, Rio Negro y Tacuarembó), la cual es una región muy diferente a la cuenca de la Laguna de Rocha, tanto en el clima como en tipo de suelo y el tipo de plantación. Por tanto, los resultados alcanzados pueden presentar mucha incertidumbre y no es posible cuantificar el error que presenta el cálculo.

Sin embargo y debido a que los procesos de deforestación y reforestación representan a escala mundial la modificación del uso de la tierra más significativa, tanto en la incidencia sobre los procesos hidrológicos como en los edafológicos (Silveira *et al.* 2011), surge como recomendación considerar poner a punto este modelo para la región este del país. Para lo cual sería necesario desarrollar un monitoreo forestal en la cuenca de la Laguna de Rocha, con la instalación de parcelas experimentales de forma de poder verificar los resultados obtenidos.

3. MODELACION BIOGEOQUIMICA DE LA LAGUNA DE ROCHA

3.1 Introducción

3.1.1 Ciclos Biogeoquímicos en Lagunas Costeras

Los sistemas acuáticos pueden presentar diferentes roles en el proceso de ciclado de nutrientes, ya que pueden actuar como "fuente" para la exportación de nutrientes o como "sumidero" en el caso en que absorban o retengan una fracción de los nutrientes que entran respectivamente al sistema (Kronvarg 1993; Gordon *et al.* 1996). La estimación del balance de los flujos de materiales hacia y desde un sistema puede ser llevado a cabo por diferentes procedimientos. Básicamente, un balance de cargas describe la tasa de entrada de material al sistema ("entradas"), la tasa de eliminación de material fuera del sistema ("salidas"), y la tasa de cambio de masa del material dentro del sistema ("almacenamiento"). Algunos materiales pueden sufrir transformaciones internas de estado, las cuales conducen a la aparición o desaparición de los mismos. Tales cambios son denominados "fuentes internas o sumideros" (Gordon *et al.* 1996).

La biogeoquímica por tanto, vincula a los procesos que controlan el destino de sedimentos, nutrientes y materia orgánica, así como trazas de metales y contaminantes orgánicos. Aportando de esta forma, una perspectiva integrada sobre la dinámica de los ecosistemas estuarinos, relacionada con la entrada, el transporte, y/o bien la acumulación o exportación de materiales que controlan en gran parte la productividad primaria (Bianchi 2007; Brandini 2008). La comprensión del rol que juegan los procesos biogeoquímicos y físicos en la regulación de la química y biología de los estuarios (Bianchi 2007), así como la descripción de dichos procesos puede utilizarse para predecir el comportamiento del ecosistema en cuanto a los potenciales cambios ambientales (Gordon *et al.* 1996). Por tanto, para poder realizar una correcta evaluación y gestión sostenible de los recursos costeros es fundamental comprender estos ciclos de nutrientes, así como sus flujos de entrada y salida en los ecosistemas costeros (Camacho *et al.* 2003; Bianchi 2007).

3.1.2 Metabolismo del ecosistema

El metabolismo neto de un ecosistema está dado por la diferencia entre los procesos de producción y consumo de la materia orgánica a través de los procesos de fotosíntesis y respiración, siendo una de las pocas propiedades de fácil medición (Odum y Hoskin 1958). El equilibrio que existe entre estos dos procesos determina si un sistema es productor neto o consumidor de materia orgánica, lo que afecta a la cantidad de carbono que se almacena y se exporta desde un sistema (Wiegner *et al.* 2003). Por tanto, el acoplamiento entre los procesos de

autótrofos y heterótrofos afecta la cantidad y la velocidad a la que el carbono se incorpora en los niveles tróficos inferiores y luego es incorporado en la red trófica del sistema. Este acoplamiento influye en la estructura, composición y dinámica de las redes tróficas (Wiegner *et al.* 2003).

La biogeoquímica vincula de esta forma los procesos que controlan el destino de sedimentos, nutrientes y materia orgánica, así como trazas de metales y contaminantes orgánicos. Esta disciplina requiere una perspectiva integrada de la dinámica de los estuarios, asociados a la entrada, el transporte y la acumulación o exportación de materiales que controlan en gran medida la productividad primaria (Bianchi 2007). La comprensión del papel que juegan los procesos biogeoquímicos y físicos en la regulación de la química y la biología de los estuarios es fundamental en la evaluación de problemas de gestión complejos (Bianchi 2007).

3.1.3 Ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo

Los ciclos biogeoquímicos de C, N y P están interconectados a través de los procesos de producción primaria y mineralización de la materia orgánica, siendo estos procesos el resultado de reacciones químicas, y por ende es posible determinar el balance de estos elementos a través de la estequiometría (Gordon *et al.* 1996; Fonseca 2004). En los ecosistemas costeros la materia orgánica es producida a partir de diferentes comunidades de productores primarios, por ejemplo, la comunidad fitoplanctónica o las macrófitas. Cada una de estas comunidades, tiene en su constitución una relación estequiométrica diferente entre los compuestos C, N y P.

El ciclo del fósforo (P) es el más simple de los grandes ciclos biogeoquímicos de los elementos, debido a que no presenta un componente gaseoso. Este ciclo se compone principalmente de procesos biológicos en combinación con procesos geoquímicos, tales como la adsorción, desorción y disolución-precipitación, siendo la materia orgánica, la superficie de los sedimentos finos, el óxido de hierro e hidróxido de los iones de calcio y el carbonato de calcio, los sustratos de todas estas reacciones (Fonseca 2004; Bianchi 2007). En estuarios o lagunas costeras poco profundas, el fósforo se caracteriza tanto por tener un procesamiento rápido mediante la captación biológica como por procesos geoquímicos que se intercalan entre la asimilación, la adsorción y desorción de partículas (Brandini 2008). El dominio de cualquiera de estos procesos depende de los factores físicos y químicos, tales como el flujo de entrada de los nutrientes, el pH, la temperatura, la capa de oxidación-reducción, el tiempo de residencia de agua del sistema, la estratificación de la columna de agua y la turbidez (Fonseca 2004).

El ciclo del nitrógeno es probablemente uno de los ciclos biogeoquímicos más complejos, ya que está constituido por diversas transformaciones, muchas de las cuales únicamente se llevan a cabo por diversos grupos de microorganismos especializados, los cuales tienen un rol fundamental en este ciclo. Este ciclo está promovido por la combinación de transformaciones biológicas de asimilación y desasimilación (Thamdrup 2012). El ciclo de este elemento juega un papel para los organismos, que puede agruparse en dos categorías generales: 1) la asimilación, es decir, la adquisición de la materia para la incorporación a la biomasa, y 2) desasimilación, que

designa a los procesos que están asociados con la extracción de energía del ambiente. El nitrógeno es un elemento esencial necesario en grandes cantidades por todo organismo viviente, principalmente en la síntesis de aminoácidos y nucleótidos, y participa a su vez en varios tipos de metabolismos respiratorios energéticos en los cuales los compuestos de nitrógeno pueden servir como agente oxidante o reductor.

Los principales procesos que intervienen en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno en los estuarios y mares costeros son: (1) la fijación biológica de N_2 (BNF); (2) asimilación de amonio (NH_4); (3) nitrificación; (4) reducción - asimilatoria de NO_3 ; (5) amonificación o remineralización; (6) desnitrificación desasimilatoria de NO_3 - reducción a NH_4^+ ; y (7) Asimilación de nitrógeno orgánico disuelto (DON). Estos procesos son promovidos principalmente por bacterias, siendo en algunos casos productores de energía, o también pueden producirse en simbiosis con otro organismo. Estos procesos pueden resultar tanto en adiciones de N (por ejemplo, fijación de N_2), como en pérdidas de N (por ejemplo, desnitrificación) en los estuarios (Bianchi 2007).

3.1.4 Cambios en el uso del suelo

Los ambientes naturales como praderas y bosques nativos exportan menor cantidad de nutrientes a los cuerpos de agua en comparación con los usos urbanos y agropecuarios (citas en: Rodríguez-Gallego 2010). Las actividades antrópicas han provocado el aumento de la carga de nutrientes en los ríos, tanto en la escorrentía superficial como en el agua subterránea, junto con el aumento de las tasas de deposición atmosférica y el rápido reciclaje interno de nutrientes, en especial en los sedimentos (Kennish *et al.* 2014).

En este sentido, las lagunas costeras están sometidos a fuertes presiones antropogénicas (Zaldivar *et al.* 2003). Reciben aportes de agua dulce, rica en nutrientes orgánicos y minerales procedentes de las zonas urbanas, agrícolas y/o de efluentes industriales (Zaldivar *et al.* 2003). En los últimos 50 años, los flujos de materiales desde el medio terrestre hacia al margen costero se han visto multiplicados en un factor de 1.5 a 2, debido a estas perturbaciones (Rabouille *et al.* 2001), siendo éstas las principales fuentes alóctonas de nitrógeno y fósforo de estuarios y sistemas costeros (Kennish *et al.* 2014).

Estudios realizados en zonas templadas y tropicales han demostrado fuertes vínculos entre los cambios a gran escala en el uso del suelo y los flujos de nutrientes asociados entre la cuenca y los sistemas acuáticos (Borbor-Cordoba *et al.* 2006). Por tanto, grandes modificaciones en el uso del suelo provocan cambios en la hidrología, alteraciones de los ciclos biogeoquímicos, pérdidas de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, y la degradación de los suelos (Borbor-Cordoba *et al.* 2006).

En cuanto a los aportes de estos nutrientes provenientes de la cuenca, están determinados por la solubilidad del nutriente en particular y la distancia al curso de agua. En el caso del nitrógeno los aportes, pueden ocurrir desde cualquier punto de la cuenca, la principal forma de llegada es la forma disuelta, es decir, bajo la forma de nitratos. A su vez, este nutriente presenta una gran solubilidad, siendo las fuentes subterráneas o la napa

freática las más afectadas (Sharpley *et al.* 2003). En el caso del fosforo, ocurre lo contrario, este nutriente presenta una dinámica determinada por su baja solubilidad, siendo los sólidos en suspensión la fuente principal. Por lo tanto, el transporte de este nutriente tiene lugar mayormente desde zonas cercanas al cuerpo de agua, ya que se requieren procesos de transporte de alta energía, como la escorrentía superficial, para que el fosforo pueda alcanzar los cuerpos de agua (Sharpley *et al.* 2003).

La eutrofización en los ecosistemas costeros ha aumentado notoriamente a nivel mundial, convirtiéndose rápidamente en uno de los principales factores de estrés de sistemas someros, en conjunto con la expansión de la agricultura, la intensificación ganadera y la urbanización, que exportan niveles crecientes de nutrientes a los cuerpos de agua (Borbor-Cordoba *et al.* 2006). Una de las principales consecuencias del incremento de nutrientes es el desarrollo de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, las cuales afectan la calidad del agua para utilización por el hombre y la conservación de la biodiversidad (Cabrera 2015). Otro factor a considerar en los procesos de eutrofización es el cambio climático, el cual aparece como un forzante más de estos procesos en los cuerpos de agua someros (Meerhoff *et al.* 2007; Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011).

3.1.5 Modelos

Los ciclos biogeoquímicos en la zona costera presentan entre sí interacciones muy fuertes y complejas, por lo cual es muy difícil su estudio sin la utilización de simulaciones numéricas. Los modelos estequiométricos de balance de masas constituyen herramientas que ayudan a conceptualizar, integrar y generalizar el conocimiento científico, siendo útiles para explorar las consecuencias del cambio ambiental y realizar pronósticos, ayudando a realizar análisis de costo-beneficio para asistir y controlar el flujo de nutrientes hacia estuarios y aguas costeras. Como resultado, proveen estimaciones robustas de los flujos que tienen lugar a través de los límites de la zona costera, integrando el desempeño biogeoquímico de todo el sistema (Gordon *et al.* 1996).

El presente trabajo es importante para comprender integralmente el funcionamiento de la Laguna de Rocha. El cambio en los usos de la cuenca de la Laguna en los últimos 20 años constituye uno de los factores forzantes más importantes del funcionamiento ecosistémico. El aumento en el aporte de nutrientes derivado de este hecho ha contribuido a la intensificación del proceso de eutrofización de esta laguna así como de otras lagunas costeras del país.

Para ello se utilizó el modelo de Cargas (Gordon *et al.* 1996), el cual se define como un balance de masas de las variables de interés, en este caso nitrógeno y fósforo, en una escala de tiempo anual. Este modelo se basa en relaciones estequiométricas conocidas y generales como la relación de Redfield, y plantea que los ecosistemas costeros presentan un delicado balance interno de sus procesos fisicoquímicos, por lo que la desviación del balance estequiométrico de nutrientes del comportamiento conservativo constituye una medida de los flujos biogeoquímicos del sistema (Gordon *et al.* 1996).

Este capítulo de la tesis tiene como objetivo realizar un balance estequiométrico de nutrientes de forma de evaluar la capacidad de la Laguna de Rocha para liberar o almacenar los nutrientes que recibe de su cuenca de drenaje, en un contexto histórico reciente de cambios en el uso del suelo. Con esto se pretende determinar si este ecosistema se comporta biogeoquímicamente como una fuente de nitrógeno. También se evaluará si el fósforo que llega a la laguna proveniente de su cuenca de drenaje permanece dentro del sistema por procesos de retención (por ejemplo: adsorción, precipitación) y si el aumento en la última década de las actividades intensivas en el uso del suelo de la cuenca podría estar asociado a los cambios en el metabolismo del sistema. Se discutirán los factores que condicionan la hidrología del sistema, como ser el tiempo de residencia y los factores climáticos.

Para la Laguna de Rocha no existen estudios que definen el comportamiento biogeoquímico del sistema. La evaluación de los aportes de nutrientes provenientes de la cuenca, determinando su origen, volumen, compartimentos sumideros (balances de masa), teniendo en cuenta los impactos antrópicos locales y la dinámica natural de la zona costera, así como la sinergia entre ambos, son esenciales para comprender de forma integral el funcionamiento de las lagunas costeras de Uruguay, permitiendo la elaboración de modelos predictivos sobre el uso de las cuencas y el cambio climático.

3.2 Metodología

3.2.1 Modelación

Se utilizó el modelo LOICZ el cual es un modelo de cargas, planteado por Gordon *et al.* (1996) en las guías de modelación biogeoquímica del programa de interacciones Tierra-Océano en las zonas costeras, perteneciente al programa Internacional Geosfera-Biosfera. Este tipo de modelo utiliza balances de masa de variables específicas, son utilizados para evaluar y cuantificar los flujos de los componentes biogeoquímicamente activos, en este caso en particular de nitrógeno y fósforo. Estos balances se basan en el principio de conservación de la masa. Se plantea, que en un período de tiempo definido y para un área geográfica definida, los materiales se conservan ($dM/dt = 0$), y por tanto en cada instante, la diferencia entre los materiales exportados del sistema (\sum salidas) y los materiales importados al sistema (\sum aportes) es explicada por procesos que ocurren dentro del sistema (\sum [generación – consumo]).

Para el presente proyecto se utilizaron series de datos físico-químicos comprendidos entre 1987 al 2006. Para esto se contó con la base de datos de la Laguna de Rocha de la Sección Limnología, Facultad de Ciencias (UdelaR), así como los datos generados en la tesis de doctorado de Lorena Rodríguez-Gallego (2010).

evapotranspiración) de la cuenca de drenaje (ver capítulo 1). Por tanto, es más preciso a escala local y por tanto más adecuado para determinar el balance hídrico que el módulo del correspondiente modelo LOICZ (ver capítulo 1).

La simulación hidrológica utilizando el modelo de Temez (1997) se realizó en dos etapas: en la primera instancia se realizó con los parámetros regionales del modelo, es decir, se aplicó el modelo calibrado para las cuencas del Uruguay. Luego, en la segunda instancia, se utilizó el modelo calibrado específicamente para la cuenca de la Laguna de Rocha (ver capítulo 1). Para lo cual, se efectuó la calibración de dicho modelo utilizando el modelo de Temez regionalizado (determinado en la primera etapa), considerando períodos en los cuales la laguna se encontraba con la barra cerrada (intercambio con el océano=0), determinando así los parámetros específicos para la cuenca (ver capítulo 1). A su vez, de forma de corroborar el cálculo de los caudales obtenidos de los modelos de Temez (calibrado Uruguay y calibrado LR (capítulo 1)) en el modelo de LOICZ, se realizó la determinación del balance de nutrientes.

Información meteorológica

Se dispuso de información pluviométrica mensual y de datos mensuales de la evaporación para el período entre 1956 y 2006, provenientes de la estación meteorológica de Rocha perteneciente al INUMET. Esta estación se encuentra ubicada en la cuenca de la laguna.

Balance Hídrico

El volumen de agua del sistema se calcula como la diferencia entre el volumen de agua que entra (V_{in}) y el volumen de agua que sale del mismo (V_{out}) (Gordon *et al.* 1996). Las entradas pueden considerarse como: el agua proveniente de ríos, precipitación y agua subterráneas, y la salidas o pérdidas del sistema: la evaporación y el intercambio con sistemas adyacentes (V_{ext}) si corresponde (Gordon *et al.* 1996).

De esta forma el almacenamiento de agua en el sistema puede calcularse como:

$$\frac{dV}{dt} = V_Q + V_G + V_O + V_P + V_E + V_{IN} - V_{OUT} - V_E \quad (19)$$

Debido a la dificultad en cuantificar V_{in} y V_{out} ya que son términos no fácilmente medibles se reacomoda la ecuación como:

$$V_{in} - V_{out} = \frac{dV}{dt} - (V_Q + V_G + V_O + V_P + (-V_E)) \quad (20)$$

En el balance agua, la diferencia entre V_{in} y V_{out} , se considera como el flujo residual (V_R)

$$V_R = V_{in} - V_{out} = \frac{dV}{dt} - (V_Q + V_G + V_O + V_P + (-V_E)) \quad (21)$$

V_O y V_G por lo general son aportes muy pequeños al sistema y pueden ser ignorados en el balance, siendo V_Q el único término lo suficientemente grande como para influir en la determinación del flujo residual (V_R). Por tanto, es posible combinar todas las entradas de agua del sistema menos la evaporación en el término V_Q , simplificando de esta forma la ecuación (21):

$$V_R = V_{in} - V_{out} = \frac{dV_1}{dt} - V_Q \quad (22)$$

Aportes al sistema (entradas)

V_Q : Aportes de agua dulce (runoff stream)

V_G : Aportes de agua subterránea

V_O : Aportes de alcantarillado

V_P : Aportes por precipitación

V_{in} : Entradas por corrientes advectivas

Pérdidas del sistema (salidas):

V_E Evaporación

V_{out} : Salidas por corrientes advectivas

El "flujo residual" (V_R) se considera como el flujo de agua necesario para equilibrar el balance de agua, siendo V_R negativo en sistemas donde la pérdida de agua por evaporación es menor que la entrada de agua vía ríos y precipitación. En este caso, el sistema se comporta como exportador de agua hacia el sistema adyacente, el cual es el caso más habitual.

La razón entre el valor absoluto del volumen del sistema y el flujo residual ($Vol_{sistema}/V_R$), expresada en unidades de tiempo, se define como el tiempo de residencia o tiempo de residencia hidráulico del sistema.

El parámetro agua subterránea (V_G) en el presente trabajo se desprecia debido a falta de datos, por lo que se considera con valor cero.

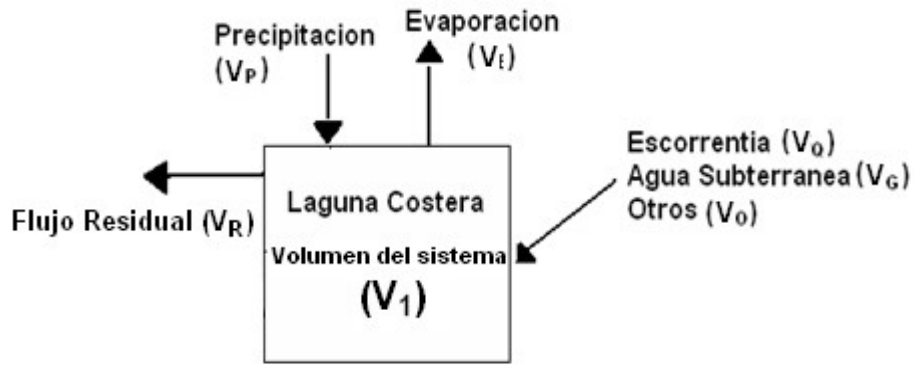


Figura 3.1: Esquema del balance hídrico de un sistema de volumen conocido (V), modelo LOICZ de una caja. Tomado de Gordon *et al* 1996. Las flechas representan los flujos ($m^3 \cdot d^{-1}$) de entradas y salidas de agua del sistema

Balance de sal (materiales conservativos)

Debido a que la sal no es producida ni consumida en el sistema, la salinidad es una variable conservativa con respecto al agua. Por tanto, se conocen los flujos netos de sal, por lo que este balance sirve para determinar el flujo de intercambio o flujo de mezcla con el océano adyacente (Vx). La mezcla (Vx) conserva el contenido de sal.

Las entradas y salidas de las mareas o inducidas por el viento no son importantes para los balances de agua, debido a que tienden a equilibrarse con el tiempo. Sin embargo, estos flujos intercambian sal y otros materiales entre el sistema y el mar adyacente (Figura 3.4).

Este balance es el producto del flujo del volumen de agua (V_i) de cada sistema y su salinidad (S_i), tal como se describe en la siguiente ecuación:

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_Q S_Q + V_{in} S_2 - V_{out} S_1 \quad (23)$$

S_1 representa la salinidad del sistema en estudio, y S_2 , la salinidad del sistema adyacente (Océano Atlántico). Esta ecuación se puede simplificar teniendo en cuenta que la salinidad del agua de la mayoría de las fuentes y sumideros es cero, por ejemplo: escorrentía y precipitación. Por lo tanto, la siguiente ecuación puede resumirse como:

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_{in} \cdot S_2 - V_{out} \cdot S_1 \quad (24)$$

En la ecuación 24 los terminas que refieren a la mezcla permanecen como incógnitas. Combinando las ecuaciones 22 y 24 podemos evaluarlas individualmente:

$$V_{in} = \frac{1}{(S_2 - S_1)} \left[V_Q S_1 - V_1 \frac{dS_1}{dt} \right] \quad (25)$$

$$V_{out} = \frac{1}{(S_2 - S_1)} \left[V_Q S_1 - V_1 \frac{dS_1}{dt} \right] - \frac{dS_1}{dt} + V_Q \quad (26)$$

Las ecuaciones (25) y (26) se pueden simplificar considerablemente si cualquiera dS_1/dt o dV_1/dt , o ambos, puede ser tratada como constante. En particular, si $dV_1/dt = 0$, $V_{in} = V_{out} - V_Q$. Es decir, V_{in} y V_R mueven el agua hacia adentro y afuera respecto al sistema, siendo V_Q la diferencia entre estos términos, el flujo residual V_R (Ecuación 22). Por tanto, se redefine V_{in} como el flujo de intercambio de agua, V_x . Debido a que el flujo residual (V_R) puede ser tanto, hacia fuera del sistema, en el caso en que la afluencia de agua dulce exceda la evaporación, o hacia dentro, en caso en que la evaporación sea mayor que las entradas de agua. La salinidad apropiada para utilizar en este flujo residual es la salinidad en el límite entre ambos sistemas (S_1 y S_2), definida como S_R , la cual es el promedio de S_1 y S_2 . Por tanto, reordenando la ecuación (25) y usando la notación V_R and S_R para el flujo residual y la salinidad de que el flujo de transporte salino entre dos sistemas, V_x , se calcula por la ecuación:

$$V_x = \frac{1}{(S_2 - S_1)} \left[V_1 \frac{dS_1}{dt} + V_R S_R \right] \quad (27)$$

En muchos casos, los sistemas se encuentran en equilibrio dinámico o estado estacionario, en el cual el volumen y salinidad del sistema permanecen constantes. Siendo así, el termino $[V_1(dS_1 \cdot dt^{-1})]$ se anula, simplificando la ecuación 6 de la siguiente forma:

$$V_x = \frac{1}{(S_2 - S_1)} (V_R S_R) \quad (28)$$

El Tiempo total de intercambio de agua del sistema (τ) está dado por la razón entre el volumen del sistema en estudio (V_1) y la suma del volumen del flujo residual (V_R) y el flujo de intercambio.

$$(V_x), \tau = V_1 / (V_R + V_x) \quad (29)$$

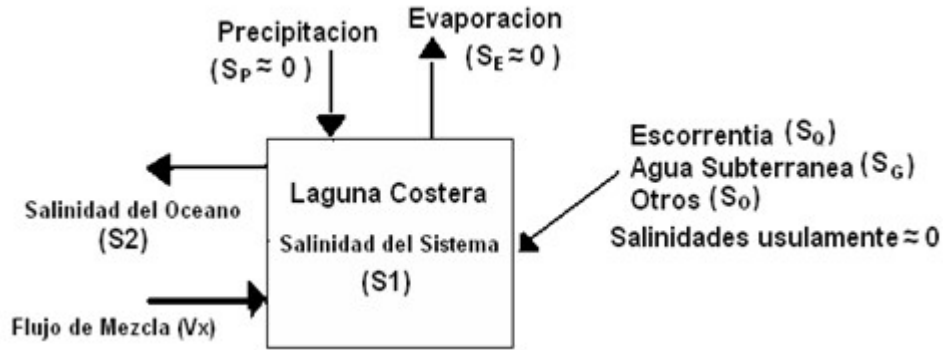


Figura 3.2: Esquema del balance de sal entre el sistema en estudio (S_1) y el sistema adyacente (S_2). Las flechas representan la salinidad de las diferentes fuentes o sumideros de sal del sistema (S_1). La salinidad de las aguas proveniente del continente y la atmosfera se consideran cero. El flujo salino ($V_{R,R}$) expresado en $kg.d^{-1}$ y el flujo de transporte salino (V_x) en $m^3.d^{-1}$

2) Balance de materiales no conservativos

Balance de nitrógeno y fósforo

En esta etapa se consideran los materiales que no se comportan conservativamente con respecto a la salinidad, en este caso el nitrógeno y fósforo. Se asume que estos materiales están representados por las mismas entradas y salidas hidrográficas que gobiernan al agua y la sal y por tanto, están determinadas por los mismos mecanismos de intercambio que dominan los balances de agua y sal definidos anteriormente. Sufriendo además influencia de los procesos biogeoquímicos. Entonces, en el balance del elemento (Y), el aporte o salida interna neta dentro del sistema (ΔY) conserva Y (Figura 3.3).

Por tanto,

$$V \frac{dY}{dt} + Y \frac{dV}{dt} = \sum V_{in} Y_{in} - \sum V_{out} Y_{out} + \Delta Y \quad (30)$$

↓

$$\Delta Y = V \frac{dY}{dt} + Y \frac{dV}{dt} - \sum V_{in} Y_{in} + \sum V_{out} Y_{out} \quad (31)$$

Asumiendo que el elemento (Y) y el volumen del sistema (V) se encuentran en estado de equilibrio, en una escala de tiempo determinada, despejando el término ΔY , surge que:

$$\Delta Y = \sum V_{out} Y_{out} - \sum V_{in} Y_{in} \quad (32)$$

En estos balances se utiliza únicamente la fase disuelta de estos elementos, debido a que la distribución de la fase particulada suele ser no homogénea en el sistema.

El flujo de Y, (ΔY) muestra la masa por unidad de tiempo, expresado como mol.d^{-1} . En general, se puede expresar por unidad de superficie en relación con el área del sistema en estudio ($\text{mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Se supone que la concentración de Y en el agua evaporada es cero, pero el aporte a través de otras fuentes, tales como por ejemplo, aguas residuales, es significativo.

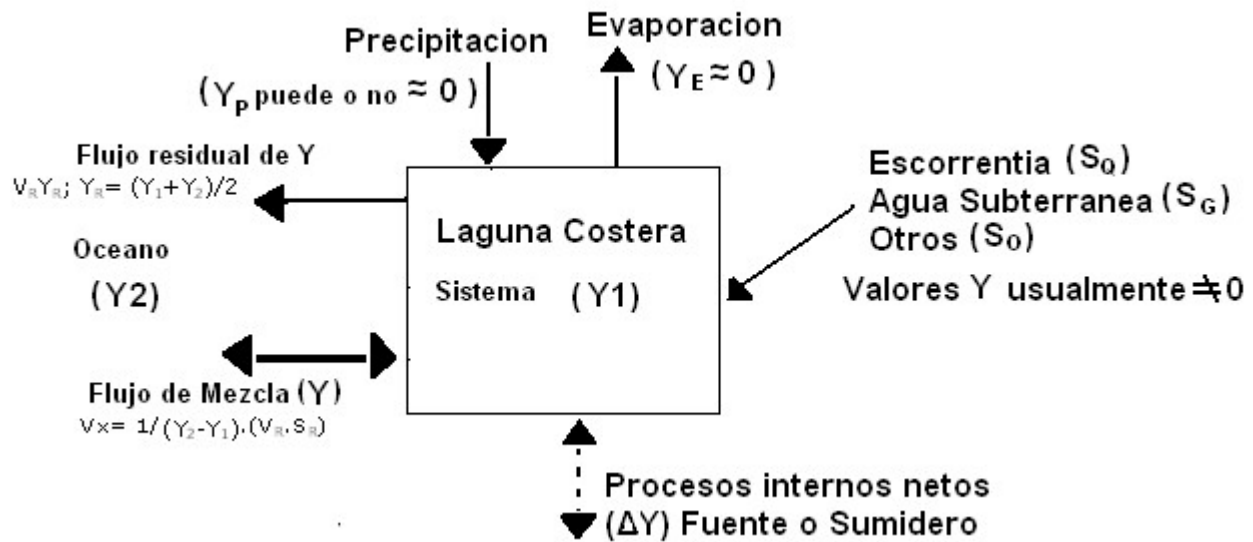


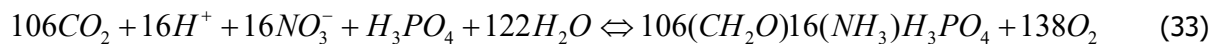
Figura 3.3: Balance de materiales no conservativos entre el sistema en estudio y el sistema adyacente, propuesto por Gordon *et al.* 1996. Las flechas representan los flujos resultantes de la concentración de material (mmol.m^{-3}) y las fuentes y sumideros de estos materiales en el sistema (S1). Las pérdidas de Y por evaporación se consideran nulas. Flujo residual de Y ($V_{R}Y_{R}$) en mol.d^{-1} ; flujo de mezcla de mezcla Y ($V_{x}[Y_{2}-Y_{1}]$) en mol.d^{-1} ; flujo líquido de Y (ΔY) en mol.d^{-1} o $\text{mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

Relaciones estequiométricas entre los materiales no conservativos

Para determinar estas relaciones se utilizan cálculos basados en estequiometría simple. Los supuestos básicos en esta etapa son: 1) los procesos en los ecosistemas marinos costeros están básicamente dominados por pocas reacciones químicas, 2) los ciclos biogeoquímicos de C, N y P están íntimamente relacionados y 3) que pueden describirse las relaciones estequiométricas aproximadas entre estos elementos para las reacciones dominantes. El balance de C, N y P propuesto por Gordon *et al.* (1996), tiene por objetivo determinar el metabolismo del ecosistema en estudio, identificando las posibles fuentes y/o sumideros de estos elementos, definiendo a la diferencia entre la producción primaria y la respiración como "la producción neta o metabolismo neto" del ecosistema.

Gran parte del flujo de los nutrientes (C, N y P) en los sistemas costeros es atribuido a la producción o consumo de materia orgánica, siendo la composición de la misma en el océano relativamente constante. Si el metabolismo del plancton domina en el ecosistema, entonces, la relación de Redfield (1934) (106C:16N:1P), constituye una buena aproximación de la relación de C:N:P de la materia orgánica producida (o consumida) localmente (Gordon *et al.* 1996).

Ecuación de Redfield:



La diferencia entre la producción primaria y la respiración en un ecosistema se define como "la producción neta o el metabolismo neto." En la ecuación 30, de izquierda a derecha se define la producción de materia orgánica (p) y en sentido contrario la mineralización (r) de la misma, siendo p - r, la medida del metabolismo neto del ecosistema.

Debido a que el ciclo del fósforo no presenta una fase gaseosa sus reacciones son más simples y fácilmente cuantificables en comparación con el N. Puede asumirse entonces, al flujo del fósforo inorgánico disuelto (PID) como una aproximación del metabolismo neto en la escala del ecosistema. Por tanto, aceptando la relación de Redfield, se asume que el metabolismo neto del sistema (la diferencia entre producción primaria (p) y respiración (r), [p-r]) está representado por Δ PID.

$$[p - r] = - \Delta PID \times (C:P)_{part} \quad (34)$$

Donde, $(C:P)_{part}$ es la relación estequiométrica entre estos elementos en la materia orgánica. En este caso para el fitoplancton la relación propuesta por Redfield (1934) es de 106:1. El Δ PID se calcula de acuerdo a la ecuación 32. Esta aproximación es una gran simplificación del ciclo del fósforo; Δ PID se utiliza como un proxy general para el metabolismo neto del ecosistema.

- Si el sistema es un productor neto de materia orgánica ($[p-r]>0$), $\Delta PID < 0$ sistema \longrightarrow AUTÓTROFO
- Si el sistema es un consumidor neto de materia orgánica ($[p-r]<0$), $\Delta PID > 0$ sistema \longrightarrow HETERÓTROFO

Considerando las ecuaciones 29 y 31, y conociendo la relación del material particulado en el sistema ($(N:P)_{part}$), el flujo de nitrógeno disuelto asociado a la producción y descomposición, es el flujo del fósforo disuelto ($\Delta P = \Delta PID + \Delta POD$) multiplicado por $(N:P)_{part}$. Por tanto, se deduce que $(nfix - denit)$ es la diferencia entre el flujo del N disuelto ($\Delta N = \Delta NO_3 + \Delta NH_4 + \Delta DON$), y el esperado de la producción-descomposición de la materia orgánica.

$$\Delta N_{esp} = (\Delta NID + \Delta NOD)_{esp} = (\Delta PID + \Delta POD) \times (N:P)_{part} \quad (35)$$

La diferencia entre el ΔN_{obs} (calculado a partir de ecuación 29) y el ΔN_{esp} (nitrógeno esperado) es un indicador de procesos que alteran la concentración de nitrógeno en el sistema, además de la producción y la mineralización, siendo la diferencia considerada como una medida de la fijación neta menos la desnitrificación ($[nfix-denit]$):

$$(\text{Fijación de Nitrógeno} - \text{desnitrificación}) = \Delta NID_{obs} - 16 \times \Delta PID \quad (36)$$

$$[nfix-denit] = \Delta N_{obs} - \Delta N_{esp} \quad (37)$$

La fijación de nitrógeno junto con la desnitrificación constituyen las vías más importantes del flujo de nitrógeno no conservativo en ecosistemas costeros. De esta forma es posible deducir qué papel juegan los ecosistemas costeros ya sea como fuente o sumidero de nitrógeno.

3.2.2 Modelo adsorción - desorción de fósforo (Pratska)

Se utilizó el modelo planteado por Pratska (1998), que predice el porcentaje de adsorción (+) o desorción (-) del fósforo inorgánico disuelto (PID), como función del nivel del PID proveniente de los afluentes. Este modelo indica que los niveles PID fluviales son un importante regulador de la conducta del PID en los estuarios, y los aumentos en las concentraciones de este nutriente en los afluentes de <1 a $> 5 \mu M$, pueden cambiar el comportamiento de los estuarios de ser fuentes a sumideros de PID.

Este modelo considera que, un río con concentraciones de PID (C_R), fósforo particulado (P_R), y una concentración de sólidos suspendidos (S_R), descarga en un estuario, en el cual la concentración de los sólidos suspendidos va a aumentar a S_{es} . Este aumento surge de la resuspensión de sedimentos equivalente a S_{up}

(mg l⁻¹) con una concentración de fósforo P_{up} . Las reacciones de adsorción-desorción tienen lugar para modificar las concentraciones finales del PID (C_{es}) y del fósforo particulado (P_{es}) que salen del estuario.

Prastka *et al.* (1998), sugieren que la remoción del fósforo está impulsada por el hecho de que el sedimento recién resuspendido, tiene una concentración de fósforo intercambiable menor que la concentración en los sedimentos ya en suspensión (es decir, del $P_{up} < P_{es}$). Este modelo supone que la remoción es lo suficientemente insensible a P_R , S_R , S_{up} y P_{up} y por tanto, los valores globales representativos de estos parámetros pueden ser utilizados en una simulación inicial en cualquier estuario.

En este modelo se asume que, la fase disuelta y particulada está determinada por la formulación de una constante, k_d de estado estacionario

$$Kd = \frac{P_{es}}{C_{es}} \quad (38)$$

Se asume a su vez, en condiciones de estado estacionario la conservación del fósforo inorgánico disuelto y particulado, para lo cual, las entradas del PID a la región de baja salinidad ($PID_{resuspendido} + PID_{río}$) es exactamente igual a la suma del PID y el fósforo particulado del estuario luego de que se han producido las reacciones de equilibrio [ecuación (2)],

$$C_R (P_R S_R) + (P_{up} S_{up}) = C_{es} + (P_{es} S_{es}) \quad (39)$$

Luego sustituyendo en la ecuación (2) se determina que:

$$S_R + S_{up} = S_{es} \quad (40)$$

Utilizando el parámetro definido por Morris (1986) en la siguiente ecuación:

$$\alpha = \frac{P_{up}}{P_{es}} \quad (41)$$

Este parámetro describe la concentración de las fracciones del fósforo intercambiable sobre las partículas resuspendidas antes de reacciones de equilibrio. Sin este parámetro, las partículas resuspendidas tendrían la misma concentración de fósforo disponible que las partículas del estuario y por lo tanto no podrían absorber o liberar PID. Las ecuaciones (1) - (4) se pueden combinar para obtener la ecuación (5), que representa los

cambios de concentración del PID a medida que el agua proveniente de los ríos con una baja concentración de partículas y altas concentraciones de fósforo reactivo soluble, se mezcla en la zona de baja salinidad del estuario relativamente turbia.

$$\Delta PID = \frac{(C_R Kd S_{es} - (\alpha C_R (S_{es} - S_R))}{1 + (Kd S_{es} (1 - \alpha t)) + (\alpha t Kd S_R)} \quad (42)$$

Por tanto, el porcentaje de remoción en la Laguna de Rocha fue calculado como:

$$\% \text{ Remoción PID} = \frac{\Delta PID \times 100}{C_R} \quad (43)$$

Donde,

C_R : Concentración de fósforo reactivo soluble del arroyo (μM)

S_R : Concentración de sólidos suspendidos del arroyo (mg/l)

P_R : Concentración fósforo total sedimento del arroyo ($\mu\text{mol/gr}$)

C_{es} : Concentración de fósforo reactivo soluble de la Laguna (μM)

S_{es} : Concentración de sólidos suspendidos de la Laguna (mg/l)

P_{es} : Concentración fósforo total del sedimento de la laguna ($\mu\text{mol/gr}$)

Para el presente modelo, se utilizaron las medias anuales de los parámetros analizados correspondientes al año 1995. Los datos fueron tomados de Arocena *et al.* (1996), único trabajo donde se cuenta simultáneamente con datos de Laguna de Rocha como de sus principales arroyos afluentes (A La Paloma, A Las Conchas y A Rocha).

3.3 Resultados

3.3.1 Balance de agua y sal de la Laguna de Rocha

En la tabla 3.1 se presentan los principales flujos de agua de la Laguna de Rocha. Para ambos años se observan flujos residuales (V_R) negativos. Esto significa que la pérdida del sistema por evaporación fue menor que la entrada vía arroyos y precipitación, es decir, el sistema exporta agua hacia el sistema adyacente, el océano Atlántico. Siendo mayor la exportación de agua al océano en el año 1996.

Tabla 3.1: Resumen de datos utilizados en el balance de agua y sal de la Laguna de rocha para los años 1996 y 2006. Calculados en base al modelo de Témex para calculo de VQ (ver capítulo 1).

Parámetros del modelo	1996	2006
Precipitación media mensual (mm)	77	118
Precipitación laguna VP ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	185	283
Arroyos VQ ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	413	1252
Evaporación (mm)	127	102
Evaporación laguna VE ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	305	245
Residual VR ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	-293	-1290
Salinidad media de la Laguna de Rocha	8.4	16.1
Salinidad Océano	32.1	32.1
Salinidad Residual S_R	20	24.1
-VR.SR (10^3 kg d^{-1})	-5927	-31102
Flujo de intercambio V_x ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$)	250	1948
Tiempo de residencia T (días)	172	26
Volumen Laguna de Rocha (10^3 m^3)	50400	33840

En el balance de agua correspondiente al año 2006, el aporte de agua proveniente de los ríos contribuyó en un 82% mientras que en 1996 fue de 69%, seguido por la precipitación, la cual constituyó el 18% y 31% de las entradas de agua al sistema, respectivamente. En el 2006 el flujo de agua proveniente de los tributarios (V_Q) triplicó al flujo del año 1996 (tabla 3.1). Por tanto, la hidrodinámica del sistema estuvo dominada por el aporte proveniente de los ríos, principalmente del Arroyo Rocha (63% y 60%), seguido por el arroyo Las Conchas (19% y 18%), luego Los Noques (10% y 13%) y por último el arroyo la Paloma (8% y 10%) para 1996 y 2006, respectivamente. El tiempo de residencia del agua de la Laguna de Rocha en 1996 fue de 172 días, mientras que en el año 2006 fue de 26 días.

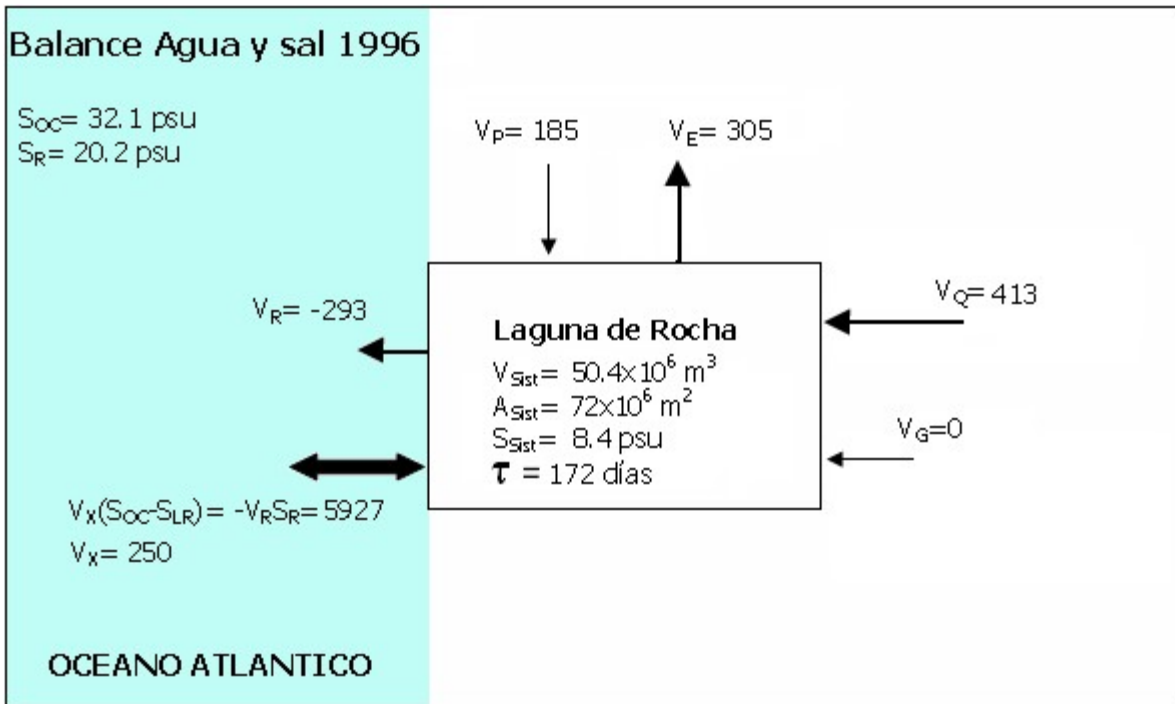


Figura 3.4: Balance anual de agua y sal de la Laguna de Rocha, para el año 1996. El sistema exporta agua hacia el sistema adyacente, el océano Atlántico. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), de las fuentes y sumideros de agua en el sistema (S1). Las pérdidas por evaporación (V_E); flujo residual de (V_R); flujo de mezcla (V_X); flujo de precipitación (V_P) y el flujo de agua subterránea (V_G). En la caja se presentan los valores del volumen y área del sistema, la salinidad de la laguna y el tiempo de residencia.

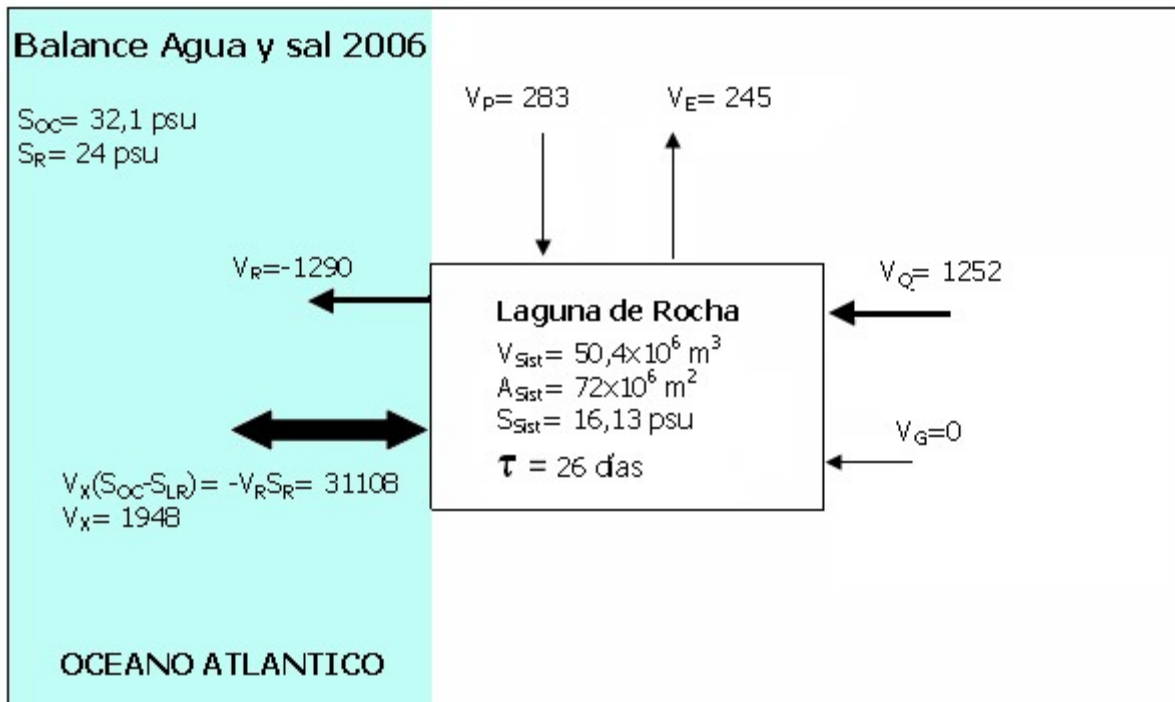


Figura 3.5: Balance anual de agua y sal de la Laguna de Rocha, para el año 2006. El sistema exporta agua hacia el sistema adyacente, el océano Atlántico. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), de las fuentes y sumideros de agua en el sistema (S1). Las pérdidas por evaporación (V_E); flujo residual de (V_R); flujo de mezcla (V_X); flujo de precipitación (V_P) y el flujo de agua subterránea (V_G). En la caja se presentan los valores del volumen y área del sistema, la salinidad de la laguna y el tiempo de residencia.

Verificación de caudales obtenidos con el modelo de Temez (1977) dentro del balance de nutrientes del modelo LOICZ

Para verificar el ajuste del modelo de Temez calibrado para la Laguna de Rocha (TMLR) (ver capítulo 1) utilizado en la balance de nutrientes, se realizó una comparación de los caudales obtenidos de los modelos de Temez (calibrado Uruguay (TMR) y calibrado para la Laguna de Rocha (TMLR)) en el modelo de LOICZ, para la determinación del balance de nutrientes. Al realizar dichos balances se observó que si bien hay cambios en el caudal, dichas variaciones no son suficientes para variar el elemento limitante del sistema (N o P) (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Resultados obtenidos en el balance biogeoquímico de nitrógeno y fósforo del modelo LOICZ, calculados con los diferentes flujos de escorrentía calculados con los modelos LOICZ, TMU y TMLR.

Año	Modelo	VQ	Balance de nutrientes		Tiempo de residencia
			Fósforo	Nitrógeno	T (días)
1996	LOICZ	6.4×10^5	Fuente	Desnitrificación	97
	TMU	5.7×10^5	Fuente	Desnitrificación	113
	TMLR	3.7×10^5	Fuente	Desnitrificación	201
2006	LOICZ	1.8×10^6	Sumidero	Fijación	19
	TMU	1.7×10^6	Sumidero	Fijación	19
	TMLR	1.3×10^6	Sumidero	Fijación	26

3.3.2 Balance de materiales no conservativos

Características de la columna de agua:

La Laguna de Rocha en 1996 tuvo una concentración de PID media anual de $1.04 \pm 0.46 \mu\text{mol}/\text{m}^3$. Esta concentración disminuyó en un 74% en el año 2006, observándose valores medios anuales de $0.27 \pm 0.41 \mu\text{mol}/\text{m}^3$. Lo mismo sucedió para el NID, el cual disminuyó entre los años de estudio en un 85% (Tabla 3.3). El NO_3 representó la fracción dominante dentro del NID con un 70% y 65% para 1996 y 2006, respectivamente. El NO_2 siempre fue menor al 5%, y el NH_4 , constituyó el 28% y 31% respectivamente. La relación molar media anual establecida por Redfield (1934) entre el N/P (NID/PID) de 16:1, necesaria para el desarrollo del fitoplancton, fue mayor en 1996 que en 2006, sin embargo, en ambos años presentó valores menores a 10, siendo de 3.8 y 2.3 en 1996 y 2006 respectivamente, indicando limitación por el NID en el sistema.

Las concentraciones medias de sólidos suspendidos para los años 1996 y 2006 fueron muy similares, registrándose $40 \pm 29 \text{ mg l}^{-1}$ y $42 \pm 30 \text{ mg l}^{-1}$, para cada año respectivamente. La biomasa del fitoplancton medida como la concentración de clorofila *a*, al igual que los nutrientes presentó una reducción en la concentración media anual, siendo de $8.0 \pm 5.0 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1996 y $3.9 \pm 2.7 \mu\text{g l}^{-1}$ para el 2006.

Tabla 3.3: Concentración (μM) de nutrientes disueltos (NID, PID), flujos de nutrientes (mol.d^{-1}) de los ríos y tasa promedio de la mineralización y la producción primaria de la Laguna de Rocha. Datos tomados de la base de datos de la Sección Limnología de Facultad de Ciencias (UdelaR). Para el océano los datos fueron tomados del programa FREPLATA (2001), del SOHMA, en este caso por falta de datos, se consideran los mismos valores de concentraciones de nutrientes en el océano para ambos periodos.

Nutrientes	Parámetro	1996	2006
Concentración ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	PID Laguna	1.04	0.27
	NID Laguna	8.8	1.35
	PID Océano*	0.84	0.84
	NID Océano*	4.27	4.27
Concentración ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	PT sedimento Laguna	5.4	4.7
Flujo Arroyos (mol.d^{-1})	V_Q PID	33.8	1.7×10^3
	V_Q NID	245.5	19×10^3
(mol.d^{-1})	$V_x(Y_2 - Y_1)$	-50	1.1×10^3

Entre los años de estudio se observó un aumento pronunciado en la concentración media de ambas fracciones de nutrientes disueltos, provenientes de los tres arroyos de la cuenca (Tabla 3.3). Esto podría relacionarse a que entre los años 1997-2005 las subcuencas del sistema experimentaron un aumento considerable en las actividades forestales y agrícolas (Rodríguez-Gallego et al 2008). Para las fracciones disueltas del nitrógeno para el año 1996, sólo se cuenta con los datos de NH_4 .

Tabla 3.4: Comparación de la concentración de NID y PID de los principales tributarios de la Laguna de Rocha de los años 1996 y 2006. Datos tomados de la base de datos de la sección Limnología Fac. de Ciencias- UdelaR

Tributario	PID ($\mu\text{mol m}^3$)		NID ($\mu\text{mol m}^3$)		
	1996	2006	1996 (NH_4)	2006 (NH_4)	2006 NID
Arroyo Rocha	0.05	0.36	0.57	1.2	18
Arroyo La Paloma	0.04	5.1	0.27	21	27
Arroyo Las Conchas	0.14	0.83	1.4	2.1	5.2
Arroyo Los Noques	s/d	1.6	s/d	8.3	18

Balance de fósforo

Durante el año 1996 la Laguna de Rocha recibió desde los arroyos un valor medio de 34 mol PID d⁻¹, exportando a través de los procesos de mezcla (V_R , V_X) 325 mol PID d⁻¹ hacia el océano atlántico. El Δ DIP obtenido en el balance fue de 291 mol PID.d⁻¹ (Tabla 3.5), lo cual indica, que la laguna funciona como fuente de fósforo, presentando un metabolismo heterotrófico, en el cual prevalecen en el sistema los procesos relativos a la mineralización.

El sistema para el año 2006 recibió un total de 2.8×10^3 mol PID d⁻¹, provenientes de los arroyos (V_Q) y procesos de mezcla (V_X), de los cuales exportó hacia el océano atlántico 716 mol PID d⁻¹. Es decir, la laguna retuvo el 75 % de las entradas. En este período el aporte que recibió desde los arroyos, fue de 1.7×10^3 mol PID d⁻¹, aumentando en dos órdenes de magnitud en comparación con 1996. El resultado del balance del Δ DIP negativo (-2129 mol d⁻¹), indicando que el sistema se comporta como un sumidero de fósforo presentando un metabolismo autotrófico. En este último caso, prevalecen los procesos de producción primaria sobre los de mineralización y/o respiración, actuando el sistema como retenedor de nutrientes y exportador de materia orgánica para sistemas y compartimentos adyacentes.

Tabla 3.5: Resumen de los principales parámetros calculados del balance de masa de fósforo para la Laguna de Rocha.

Parámetros modelo LOICZ	1996	2006
Δ PID (mol d ⁻¹)	291	-2129
Δ PID (molC d ⁻¹) (p-r)	-32×10^3	226×10^3
(molC. m ² d ⁻¹)	-0.4	3.1

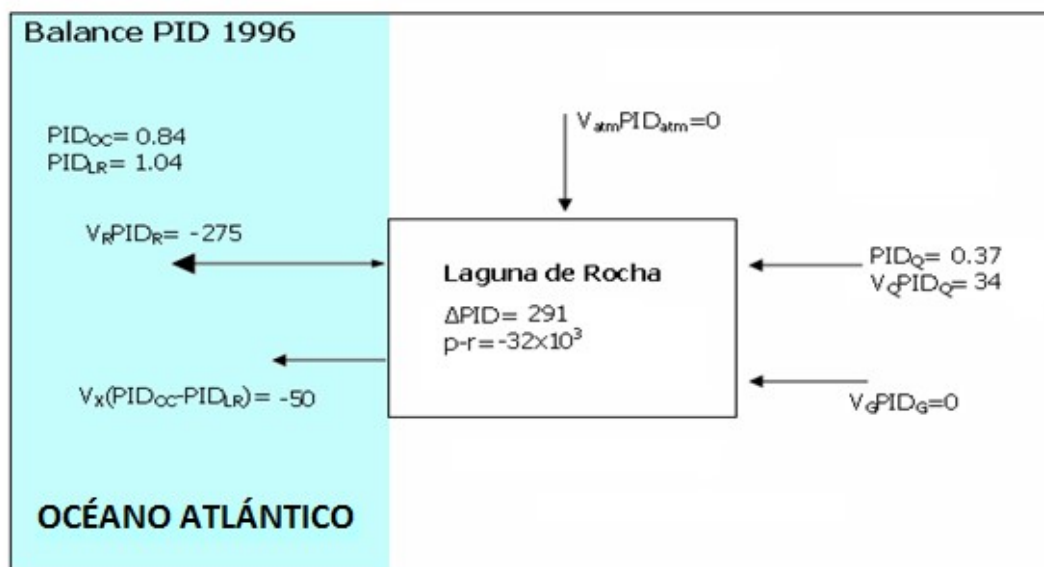


Figura 3.6: Balance anual del fósforo inorgánico disuelto (PID) de la Laguna de Rocha, en 1996. La laguna se comporta biogeoquímicamente como fuente de PID. Las concentraciones se miden en μM o $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), de las fuentes y sumideros de agua en el sistema (S1). Las entradas por precipitación (V_{PID}) y ríos (V_{QPIDQ} ; flujo residual de (V_{RPID}); flujo de mezcla (V_X); y el flujo de agua subterránea (V_{GPID}). En la caja se presentan los valores del ΔPID y la diferencia entre los procesos de respiración y producción determinados con el modelo LOICZ.

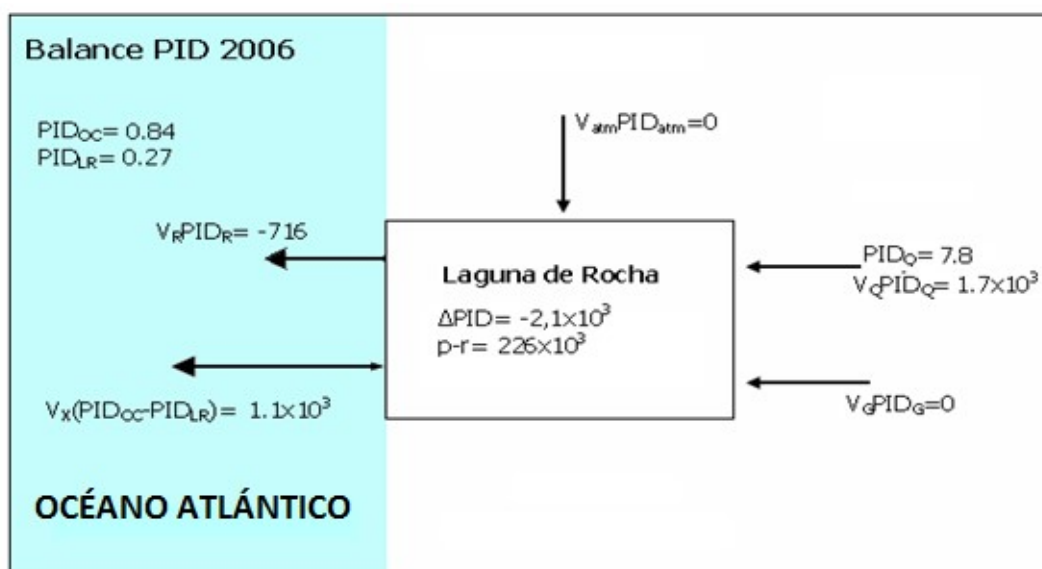


Figura 3.7: Balance anual del fósforo inorgánico disuelto (PID) de la Laguna de Rocha, en 2006. La laguna se comporta biogeoquímicamente como fuente de PID. Las concentraciones se miden en μM o $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-3}$. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), de las fuentes y sumideros de agua en el sistema (S1). Las entradas por precipitación (V_{PID}) y ríos (V_{QPIDQ} ; flujo residual de (V_{RPID}); flujo de mezcla (V_X); y el flujo de agua subterránea (V_{GPID}). En la caja se presentan los valores del ΔPID y la diferencia entre los procesos de respiración y producción determinados con el modelo LOICZ.

Balance de nitrógeno

En el año 1996 el ΔNID observado en el balance de la laguna fue de $2.7 \times 10^3 \text{ mol NID d}^{-1}$, las entradas provenientes de los arroyos fueron de $3.4 \times 10^2 \text{ mol NID d}^{-1}$ (tabla 3.6). El sistema exportó hacia el océano Atlántico a través de los procesos de mezcla (V_R, V_X), $3.0 \times 10^3 \text{ mol NID.d}^{-1}$. En este balance el ΔNID observado, fue menor que el esperado, indicando que el sistema se encuentra exportando nitrógeno. Es decir, el sistema se comportó como fuente de NID, prevaleciendo los procesos relativos a la desnitrificación ($\text{Nfix-Denit} = -1.7 \times 10^3 \text{ mol NID d}^{-1}$).

Para el año 2006 el ΔNID obtenido fue de -21×10^3 , un orden mayor que el obtenido en 1996. El sistema recibió aportes de los arroyos (V_Q) y procesos de mezcla (V_X), de $25 \times 10^3 \text{ mol NID d}^{-1}$ de los cuales exporto hacia el océano atlántico el 15%, reteniendo el sistema el restante 85% de las entradas. En este caso, el ΔNID observado fue mayor al esperado (Tabla 3.6) por tanto, el sistema estaría fijando nutrientes ($\text{Nfix-Denit} = 1.3 \times 10^4 \text{ mol NID d}^{-1}$), es decir, se estarían favoreciendo los procesos de fijación de este nutriente. Por lo que en este año se observó un cambio en el comportamiento biogeoquímico, pasando el sistema a ser sumidero de nitrógeno.

Al igual que para el PID, los resultados estequiométricos obtenidos para el nitrógeno inorgánico disuelto (NID), muestran que la Laguna de Rocha pasó de ser fuente a sumidero de este nutriente, es decir, de favorecer la desnitrificación en 1996 a la fijación en 2006 (Tabla 3.6).

Tabla 3.6: Resumen de los principales parámetros del balance de masa del NID realizado con el modelo LOICZ para los años 1996 y 2006.

Parámetros modelo LOICZ	1996	2006
Esperado ΔNID (mol d^{-1})	4.7×10^3	-3.4×10^4
Observado ΔNID (mol d^{-1})	2.7×10^3	-2.1×10^4
nfix-denit ($\text{molN. m}^2 \text{ d}^{-1}$)	-0.03	0.18

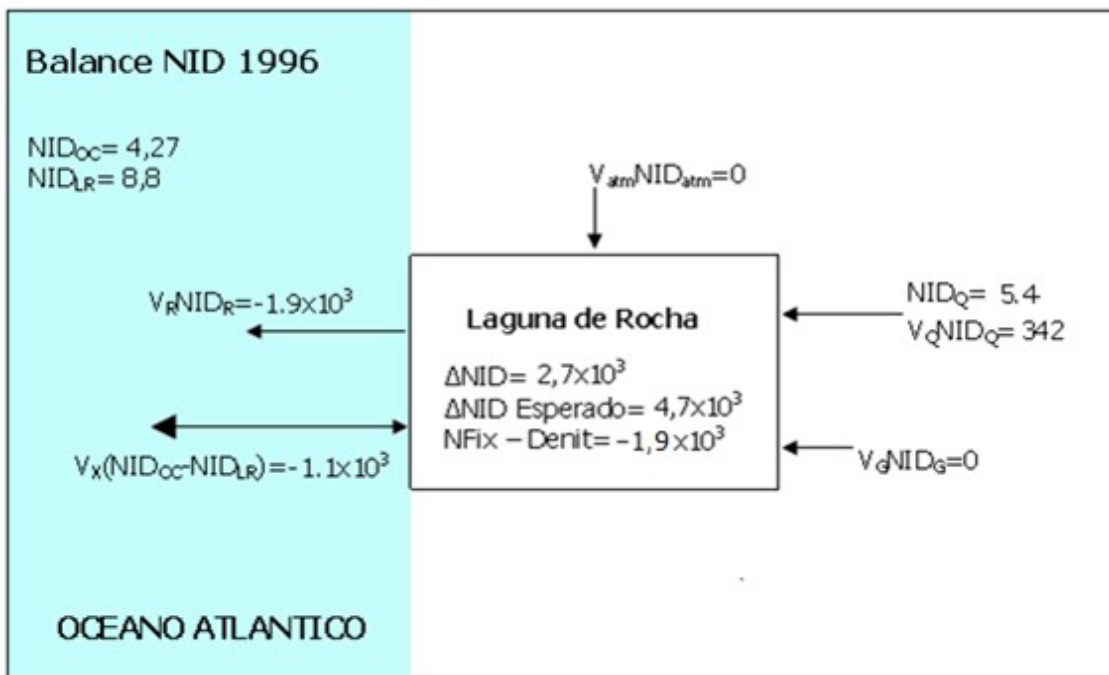


Figura 3.8: Balance anual del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de la Laguna de Rocha, en 1996. La laguna se comporta biogeoquímicamente como fuente de NID, es decir desnitrifica. Las concentraciones se miden en μM o $mmol \cdot m^{-3}$. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 m^3 \cdot d^{-1}$) de las fuentes y sumideros de agua en la laguna (sistema 1). Las entradas por precipitación (V_{NID}) y ríos ($V_Q NID_Q$); flujo residual de ($V_R NID_R$); flujo de mezcla (V_x); y el flujo de agua subterránea ($V_G NID_G$). En la caja se presentan los valores del NID y la diferencia entre los procesos de fijación y desnitrificación determinados con el modelo LOICZ..

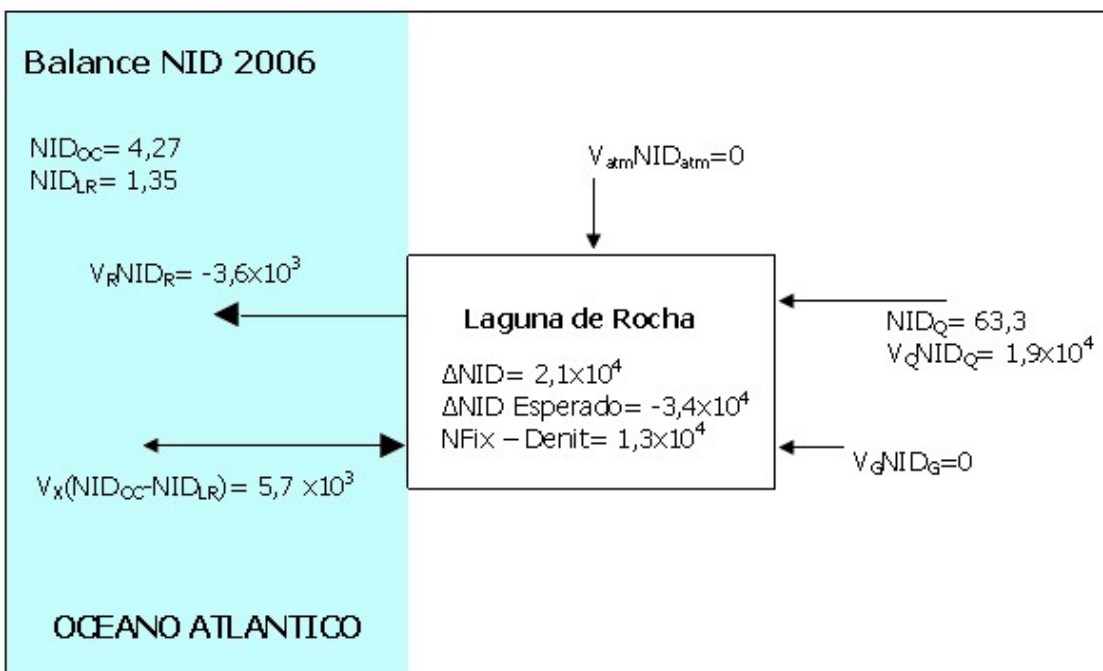


Figura 3.9: Balance anual del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de la Laguna de Rocha, en 2006. La laguna se comporta biogeoquímicamente como sumidero de NID, es decir fija nitrógeno. Las concentraciones se miden en μM o $mmol \cdot m^{-3}$. Las flechas representan los flujos, (en $10^3 m^3 \cdot d^{-1}$) de las fuentes y sumideros de agua en la laguna (sistema 1). Las entradas por precipitación (V_{NID}) y ríos ($V_Q NID_Q$); flujo residual de ($V_R NID_R$); flujo de mezcla (V_x); y el flujo de agua subterránea ($V_G NID_G$). En la caja se presentan los valores del NID y la diferencia entre los procesos de Fijación y desnitrificación determinados con el modelo LOICZ..

3.3.3 Modelo de Pratska

Los resultados obtenidos en este modelo (Tabla 3.7) muestran que en 1996 en los cuatro afluentes de la Laguna de Rocha se observa un porcentaje de remoción negativo, el cual significa que se favorece la desorción o liberación del PID del sistema. Es decir, que la laguna estaría funcionando como fuente de este nutriente.

Tabla 3.7: Resumen de los principales parámetros del modelo Pratska *et al* (1998) para la adsorción-desorción del PID para el año 1996.

Laguna Rocha				
	A° Rocha	A° La Paloma	A° Las Conchas	Promedio Arroyos
Cr (µM)	0.05	0.14	0.04	0.23
Pr (µmol gr⁻¹)	0.97	3.2	2.4	6.6
Sr (mg l⁻¹)	27	32	25	84
Ces (µM)	1.0	1.0	1.0	1.0
Pes (µmol gr⁻¹)	15	15	15	15
Ses(mg l⁻¹)	31	31	31	31
Sup (mg l⁻¹)	3.5	-1.5	5.6	-54
Pup (µmol gr⁻¹)	5.9	-246	72	1.8
Kd	14	14	14	14
Alfa	0.4	-16	4.8	0.1
V DIP	-0.009	-0.5	-0.7	-0.8
%Remoción de DIP	-18	-3.4x10²	-1.8x10³	-3.7x10²

Balance de masas (modelo LOICZ) afectado por forestación

Se simularon diferentes escenarios de forestación en la cuenca de la Laguna de Rocha (Tabla 3.8), se consideraron los caudales efectivos de aporte al sistema (VQ natural – VQ afectado). Para estimar el caudal *afectado* de aporte a la Laguna de Rocha por la existencia de cobertura forestal dentro de la cuenca, y se implementó la metodología tomada de Crisci (2011) (ver capítulo 2.2.5). En la simulación se partió del año 2005 (escenario 1), luego se fue aumentando el porcentaje de área forestada, disminuyendo progresivamente el caudal (VQ) efectivo que llega a la laguna, buscando generar cambios en los resultados del balance de masas del modelo (fuente o sumidero de Nitrógeno y Fósforo). Estos caudales fueron modelados dentro del modelo de

balance de masa (LOICZ).). La subcuenca de Los Noques no se considera debido a que no presenta forestación ni área potencialmente forestable.

Tabla 3.8: Comparación de volúmenes de intercambio entre la laguna de Rocha y el océano calculados con el modelo LOICZ. Se consideraron diferentes escenarios de forestación para las subcuencas Rocha, Las Conchas y la Paloma. Escenario 1 - % máximos: 54, 16 y 30% respectivamente; el escenario 2 corresponde a un área forestada en la cuenca del 57%; el escenario 3, corresponde al VQ crítico a partir del cual se generan cambios en el balance de nutrientes del modelo LOICZ

Año 2005	% de Forestación de la cuenca	VQ (m³.día)	Volumen de Intercambio (VR) (m³.día)	Tiempo de residencia (T) (día)	Observaciones
VQ natural	6.5%	1.76x10 ⁶	-1.80x10 ⁶	19	escenario 1: VQ correspondiente al año 2005.
VQ afectado por Forestación	31.5%	1.48x10 ⁶	-1.52 x10 ⁶	22	escenario 2: VQ considerando máxima área forestada
	88%	2.66x10 ⁵	-3.05x10 ⁵	111	escenario 3: disminución de VQ máxima, a partir del cual cambia el balance LOICZ

El escenario 1, corresponde al año 2005, en el cual la cuenca presentaba un 6.5 % de forestación. El escenario 2 considera el área máxima potencialmente forestable de cada subcuenca (Rocha: 53.8%, Las conchas: 16.4 y La Paloma: 30.4%), lo cual representaría una forestación de la cuenca del 31,5%. Este escenario no generó ninguna modificación en el balance biogeoquímico del modelo LOICZ. En el escenario 3, se intentó determinar el VQ crítico, es decir, hasta que valor se mantiene el balance del modelo biogeoquímico. Para dicho VQ, se debería aumentar la forestación en un 88% de la cuenca de la Laguna de Rocha.

3.4 Discusión

3.4.1 Balance de nutrientes

Balance de fósforo inorgánico disuelto (PID)

Los resultados del modelo LOICZ para el PID muestran que en el año 1996 la Laguna de Rocha funcionó como fuente de este nutriente, lo cual concuerda con los resultados obtenidos con el modelo de Pratska *et al.* (1998), según el cual se observó en el sistema desorción del PID (Tabla 3.7). Sin embargo, en 2006 el balance de masa del PID de este modelo mostró un cambio en el sistema, pasando a funcionar como un sumidero de este nutriente, reteniendo el 75 % de las entradas. Por tanto, se podría suponer que entre los años de estudiados ocurrió un cambio en el metabolismo de la laguna, pasando de un metabolismo heterotrófico, en el cual prevalecen los procesos relativos a la mineralización, a uno autotrófico, donde predominan los procesos de producción primaria sobre los de mineralización y/o respiración. En este último caso, el sistema actuaría como retenedor de nutrientes y exportador de materia orgánica hacia sistemas y compartimentos adyacentes (Fonseca 2004), en este caso el Océano Atlántico.

Si bien los estuarios y lagunas costeras tienden a ser naturalmente heterotróficos debido al rol de filtro que ejercen en el procesamiento de la materia orgánica procedente del continente hacia el océano (Barnes 1980, Wiegner *et al.* 2003, McGlathery *et al.* 2007), estudios realizados en mesocosmos muestran un cambio de metabolismo con la adición de nutrientes, desde un sistema heterotrófico a uno netamente autotrófico (Wiegner *et al.* 2003). En este sentido, se han observado en regiones templadas múltiples estuarios eutróficos con metabolismos autotróficos (Wiegner *et al.* 2003).

En la Laguna de Rocha, la concentración media anual de PID proveniente de los arroyos tributarios aumentó de en 1996 de 0.37 ± 0.06 a 7.8 ± 2.1 μM en 2006 (Tabla 3.4). Este aumento se relacionaría con el incremento de actividades productivas intensivas en el uso del suelo de la cuenca como la agricultura (Tabla 1.2), provocando un aumento en la carga de nutrientes del sistema. En este sentido, según Pratska *et al.* (1998) un factor clave que regula el grado de eliminación del PID estuarino es la concentración del PID fluvial. Estos autores observaron que a bajas concentraciones de PID fluvial (<1 μM) se prevé que se produzca desorción en el estuario (fuente de PID), mientras que a altas concentraciones de PID fluviales (<5 μM) favorecería la adsorción (sumidero de PID). Así, el aumento en la concentración del PID proveniente de los ríos sería potencialmente suficiente como para provocar en los estuarios un cambio de metabolismo en el sistema, pasando de fuente a sumidero.

Estos resultados corroboran parcialmente la segunda hipótesis planteada en este trabajo, ya que ésta se verifica únicamente para el año 2006. Dicha hipótesis, hacía referencia que la Laguna de Rocha se comportaba como sumidero de fósforo, siendo el PID retenido en el sistema por procesos de producción primaria, y presentando un

metabolismo autotrófico. Por tanto, los resultados muestran un cambio en el metabolismo del sistema entre 1996 y 2006, pasando de fuente a sumidero, muy posiblemente ligado al aumento del nivel de nutrientes que recibe de sus afluentes.

Sin embargo, tanto los valores de fósforo total (PT) como de PID determinados en la laguna disminuyeron, pasando de 1.0 ± 0.45 a $0.27 \pm 0.41 \mu\text{mol l}^{-1}$ para el PID, y de 3.6 ± 0.45 a $1.63 \pm 0.47 \mu\text{mol l}^{-1}$ para el PT, entre 1996 y 2006 (Tabla 3.3). Asimismo, considerando la concentración de clorofila *a* (8.0 ± 8.0 y $3.9 \pm 3.6 \mu\text{g l}^{-1}$ en 1996 y 2006, respectivamente), se observan entre los años una leve disminución en la biomasa del sistema. En este sentido, si consideramos el modelo de Pratska (1998), las concentraciones observadas en los afluentes para el 2006 ($<5 \mu\text{M}$) estarían favoreciendo la adsorción del PID. Por tanto, con estos valores podríamos inferir que el fósforo se estaría almacenado en el sedimento del sistema, pero se carece de datos sobre las concentraciones de fósforo en el sedimento de los afluentes para poder aplicar dicho modelo en el año 2006 y a su vez, las concentraciones determinadas en el sedimento de la laguna no presentan variaciones entre los años estudiados (Tabla 3.3).

En estos ecosistemas someros como la Laguna de Rocha, la zona eufótica por lo general abarca toda la columna de agua, favoreciendo el desarrollo de las comunidades fitoplanctónica y bentónica, donde la bentónica, por lo general domina la producción primaria (McGlathery *et al.* 2007). Estos ecosistemas someros juegan un rol crítico en el procesamiento de los nutrientes derivados de las cuencas y el tránsito de los mismos hacia el océano, en el cual pueden, o bien, ser secuestrados por micro y macroalgas benthicas, o ser removidos via desnitrificación (Kennish *et al.* 2014). Por tanto, la comunidad de microalgas bentónicas puede funcionar como un "filtro" controlando el flujo de nutrientes disueltos de los sedimentos a la columna de agua (McGlathery *et al.* 2001)

En este sentido, entre 1996 y 1997 Conde *et al.* (1999), determinaron para esta laguna la concentración de clorofila *a* para el fitoplancton y el microfitobentos. En este estuario obtuvieron un rango de valores de 0.7 a 9.0 mg.m^{-2} para el fitoplancton y de 2.7 a 162 mg.m^{-2} para el microfitobentos, con lo cual señalan que en la Laguna de Rocha el microfitobentos es la comunidad de microalgas dominante en términos de biomasa, presentando valores de 96 y 85% de la clorofila *a* total para la zona norte y sur, respectivamente. Por tanto, la existencia de altos valores de clorofila *a* sobre la superficie de los sedimentos sugiere además que el microfitobentos es una fuente de organismos importante para las comunidad de microalgas pelágicas (Conde *et al.*, 1999).

Por tanto, la disminución de las concentraciones de PID y de PT en la Laguna de Rocha observada entre los años estudiados, podría estar relacionada con la importancia de la comunidad bentónica en el sistema. En este sentido, el acoplamiento bento-pelágico sería más relevante que el posible almacenamiento químico del fósforo en el sedimento. Ocupando el bentos un rol central en el procesamiento de los nutrientes (Anderson *et al.* 2010; Kennish *et al.* 2014)

Balance de nitrógeno inorgánico disuelto (NID)

Al igual que para el PID, en los tributarios de la Laguna de Rocha se registró un aumento en la concentración del NID entre los años estudiados, de $1.1 \pm 1.1 \mu\text{mol l}^{-1}$ en 1996 a $16.0 \pm 9.6 \mu\text{mol l}^{-1}$ en 2006, registrándose en la laguna una disminución en la concentración de NID entre estos años, pasando de 8.8 ± 3.59 a $1.35 \pm 0.69 \mu\text{mol l}^{-1}$ para 1996 y 2006 respectivamente (Tabla 3.2). Para estos sistemas estuarinos existe evidencia de que las tasas de desnitrificación generalmente aumentan como función lineal con las tasas de carga del nitrógeno inorgánico, eliminando entre 40-50% de las entradas de NID (Seitzinger 1988). Por lo tanto, en el presente trabajo se planteó como tercer hipótesis que el sistema presentaba un pérdida de nitrógeno (NID), fundamentalmente a través del proceso de desnitrificación, es decir, la laguna funcionaba como fuente de nitrógeno.

En los resultados obtenidos en el modelo LOICZ, para el NID entre 1996 y 2006 se observó un cambio del metabolismo en el sistema, pasando de ser fuente a sumidero de nitrógeno inorgánico, corroborando parcialmente la hipótesis mencionada en este trabajo. Debido que únicamente en el año 1996 la laguna presentó un metabolismo heterotrófico, ya que para el 2006 se produjo un cambio de metabolismo, funcionando el sistema como sumidero de este nutriente, reteniendo el 85% de las entradas y favoreciéndose la fijación del NID en el sistema. Pérez (2012) observó que en la Laguna de Rocha el bacterioplancton juega un rol clave en la captación de NH_4^+ , siendo capaz de inmovilizar a dicho nutriente en la columna de agua y estar involucrado en la transferencia de nutrientes en el bucle microbiano.

Gran parte del cambio en el metabolismo de heterotrófico a autotrófico es impulsado por factores físicos clave como ser el tiempo de residencia del agua (McGlathery *et al.* 2001). En este sentido, durante 1996 la precipitación media anual registrada en la zona de estudio presentó un rango de 31 a 210 mm, mientras que en 2006 como consecuencia del fenómeno ENSO se observó un aumento de dicho rango de 22 a 379 mm, lo cual incidió directamente sobre el aporte a la Laguna de Rocha del flujo proveniente de su cuenca, el cual se triplicó, pasando en 1996 de 4.13×10^5 a $1.25 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ en 2006. Estas diferencias en los aportes de agua tuvieron efectos directos sobre el tiempo de residencia del sistema.

Los resultados obtenidos del modelo LOICZ, muestran una disminución en el tiempo de residencia de agua del sistema (τ) entre los años estudiados, (Tabla 3.1). Este parámetro en los estuarios tiene importantes consecuencias en el ciclado de los elementos, influyendo directamente en el balance neto de nitrógeno y fósforo (Nixon *et al.* 1996; Pratska *et al.* 1998).

En este contexto, el cambio en el metabolismo del sistema para el NID podría estar directamente relacionado con la diferencia en el tiempo de residencia entre los años de estudio. Estudios realizados por Nixon *et al.* (1996) en varios ríos y estuarios determinaron una relación lineal positiva entre la desnitrificación y la media del logaritmo del tiempo de residencia del agua ($r^2 = 0.75$). Según estos antecedentes, al aumentar el tiempo de residencia el

nitrógeno será reciclado en la columna de agua y en los sedimentos, resultando en una mayor desnitrificación (Nixon *et al.* 1996). Por ejemplo, en tiempos de residencia reducidos, del orden de semanas, la mayoría del nitrógeno que entra en el sistema estuarino se exportará inmediatamente, mientras que en tiempos más largos se exporta menos nitrógeno. Esto se debe a los procesos de ciclado interno del sistema, siendo en este último caso, los procesos de remoción, los dominantes (Gordon *et al.* 1996; Nixon *et al.* 1996; Prastka *et al.* 1998).

Estos antecedentes se corresponden con los resultados obtenidos, ya que en 1996, el tiempo de residencia fue de 172 días, donde el sistema funcionó como fuente de nutrientes, favoreciendo procesos biogeoquímicos de remoción como la desnitrificación y los procesos de mineralización. Contrariamente, para el año 2006, con un tiempo de residencia de 26 días, la laguna se comportó como sumidero de nutrientes, donde se favorecen los procesos de fijación de nitrógeno y producción.

En el caso del fósforo, esta relación no es tan clara. Si bien Nixon *et al.* (1996) determinaron una relación lineal, existen casos críticos en los que dicha relación no es particularmente fuerte, ya que no puede explicar la remoción significativa del PID estimado en algunos estuarios con tiempos de residencia relativamente cortos, de entre días a semanas (Prastka *et al.* 1998). El tiempo de residencia ejerce un rol fundamental en la remoción de nutrientes en el contexto de dar el tiempo necesario para que las interacciones o procesos ocurran, y por tanto regulan el metabolismo de los sistemas debido a que son importadores o exportadores de nutrientes y materia orgánica (Pratska *et al.* 1998).

3.4.2 Cambios en los usos de la cuenca

Existe una dependencia entre la calidad del agua de los estuarios y los flujos provenientes de las cuencas, lo cual podría limitar las actividades humanas en dichas cuencas (Boyer *et al.* 2009). La laguna de Rocha ha mostrado síntomas de eutrofización a partir de 1997, con el desarrollo y expansión de hidrófitas sumergidas en la zona de influencia límnic (zona norte) (Rodríguez-Gallego *et al.* 2015), además del registro de floraciones de cianobacterias (Conde *et al.* 2003).

Según los antecedentes en las subcuencas de la Laguna de Rocha se registran cambios en el uso del suelo entre los años 1997 y 2005, donde se registra un aumento considerable en las actividades forestales y agrícolas. Destacándose a su vez, la década de 2000-2010 como punto de inflexión en la evolución del sistema productivo de la región (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008). Estos cambios en el uso de la cuenca se reflejan en el aumento de las concentraciones observadas en los arroyos afluentes de la laguna (Tabla 3.4), los cuales muestran un aumento pronunciado entre los años estudiados. A esto se sumaría el aporte puntual de nutrientes provenientes de los desechos domésticos de la ciudad de Rocha, a pesar de que Arocena *et al.* (2000) y Rodríguez-Gallego *et al.* (2008) no encontraron efectos significativos en este sentido.

Por tanto, con los resultados obtenidos podríamos inferir, que los cambios que el aumento de actividades productivas intensivas con alto uso de fertilizantes, como la agricultura en la cuenca, provocaron un cambio en el metabolismo del sistema, pasando entre 1996 y 2006 de ser fuente a sumidero, tanto para el PID como para el NID, lo que concuerda en el caso del fósforo, con la primer hipótesis planteada.

En este sentido, como ya se mencionó anteriormente las lagunas costeras tienden a ser naturalmente heterotróficas debido al rol de filtro que ejercen en el procesamiento de la materia orgánica procedente del continente hacia el océano (Barnes 1980, Wiegner *et al.* 2003, McGlathery *et al.* 2007). En este trabajo se evidenció, al igual que en otros estudios realizados en estuarios de zonas templadas (Wiegner *et al.* 2003), el cambio de metabolismo con el aporte de nutrientes, de un metabolismo heterotrófico a uno netamente autotrófico.

En la simulación realizada de los diferentes escenarios de forestación en la cuenca del sistema, se observa cómo va disminuyendo lentamente el caudal que llega efectivamente a la laguna proveniente de la escorrentía, a medida que aumenta el área forestada en la cuenca. Sin embargo, para generar un cambio en el balance de nutrientes, es decir, que la laguna pase de ser sumidero a fuente tanto para el nitrógeno como para el fósforo, la cuenca debería presentar más de un 88% de su superficie forestada. Estos resultados son concordantes con los obtenidos por Rodríguez-Gallego (2010), quien observó que la forestación no afectó a los indicadores de eutrofización utilizados, mientras que la agricultura mostró un claro aporte de sólidos en suspensión y una tendencia a aumentar el fósforo en lagunas costeras del país.

Existen estudios que comprueban que las tierras forestales tienen la menor exportación de N y P, seguido por las cubiertas del suelo urbano y agrícola. Omernik (1976) estudio información de 473 sub-cuencas del este de Estados Unidos, donde se encontró que la exportación de nitrógeno es aproximadamente dos veces más alta en las cuencas agrícolas que en las cuencas forestadas. Esta relación también se ha observado en cuencas hidrográficas europeas (Kempe *et al.* 1991). Estos estudios serían concordantes con nuestros resultados, siendo esta actividad la que menos nutrientes aporta y, por tanto, podría justificar la resistencia del sistema al cambio en el balance de nitrógeno y fósforo.

El presente trabajo representa solo una foto de la laguna para cada año estudiado. Por tanto y dado que existe evidencia de variaciones estacionales e interanuales en patrones de autotrofia y heterotrofia en sistemas estuarinos (McGlathery *et al.* 2001, Carmouze *et al.* 1998), sería necesario realizar balances a menor escala de tiempo, de forma de poder cuantificar otros cambios del metabolismo de la laguna, por ejemplo estacionales o mensuales.

A su vez, para la comprensión holística del ciclo de los elementos biogeoquímicos en la Laguna de Rocha, sería necesario cuantificar la interacción de estos componentes entre la columna de agua y los sedimentos, así como determinar las tasas de producción y la mineralización de la materia orgánica, para poder establecer de forma

más precisa las tasas de flujos entre estos compartimentos y entre los sistemas adyacentes (continental y oceánico) y de esta forma poder realizar pronósticos a futuro.

Por otro lado, es importante considerar esta tendencia de cambios e intensificación de los usos del suelo en el marco del cambio climático, en el cual se prevé una mayor variabilidad climática con un incremento de la precipitación junto con lo que se espera un aumento en la carga de nutrientes exportada hacia estos ecosistemas costeros (McKee *et al.* 2001; Jeppensen *et al.* 2009), produciendo un aumento de las cargas difusas de nitrógeno y fósforo, acelerando el proceso de eutrofización, promoviendo la proliferaciones de cianobacterias (Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011). Así mismo, en la Laguna de Rocha Rodríguez-Gallego *et al.* (2015) señalan que posiblemente como respuesta a primeras etapas de un proceso de eutrofización pueden alternarse fases de baja y alta vegetación con proliferación de macroalgas y fitoplancton durante períodos de salinidad contrastantes.

3.4.3 Relaciones estequiométricas (C:N:P)

Los modelos biogeoquímicos a gran escala, como el modelo LOICZ, asumen relaciones estequiométricas fijas para muchos elementos, como ser la relación de Redfield (106C:16N:1P), la cual es y ha sido un concepto estequiométrico clave en la biogeoquímica oceánica (Moore *et al.*, 2013). En estos modelos la relación N:P se utiliza rutinariamente para sacar conclusiones sobre los procesos ecosistémicos, en particular aquellos relacionados con la limitación de nutrientes de la producción fitoplanctónica y la magnitud neta de fijación de N₂ y desnitrificación (Martinity *et al.* 2013).

Sin embargo, esta relación de N:P de 16:1, no representa un valor óptimo universal, sino que debe considerarse como meramente la estequiometría promedio del fitoplancton en el océano, ponderada por la abundancia relativa de especies con diferentes relaciones N:P en sus estructuras. A su vez, la abundancia relativa de especies está determinada por las condiciones ecológicas bajo las cuales las especies crecen y compiten (Klausmeier *et al.* 2004). Diferentes estudios *in situ*, de modelación y laboratorio han demostrado, que estas relaciones no son fijas, y que el acoplamiento entre los ciclos de carbono, nitrógeno y fósforo varía sistemáticamente en los ecosistemas (Moore *et al.* 2013; Martinity *et al.* 2013).

La laguna de Rocha presentó tanto en 1996 como en 2006 una baja relación entre las formas inorgánicas disueltas de nitrógeno y fósforo, indicando que la productividad primaria, según la relación estequiométrica de Redfield (1934), entre el N/P (NID/PID) de 16:1, fue mayor en 1996 que en 2006. Sin embargo, en ambos años presentó valores menores a 10, mostrando limitación por el NID, mostrando que es dependiente de los aportes de nitrógeno provenientes de los tributarios y los procesos locales de mineralización (comunidad bacteriana, excreción, etc.) (Bonilla *et al.* 2006).

Sería necesario por tanto estudiar, las fracciones orgánicas de nitrógeno y fósforo de la Laguna de Rocha, de forma de realizar los balances inorgánicos y orgánicos del sistema, incluyendo además los diferentes taxa de fitoplancton presente en el sistema (ej: las relaciones C:P y N:P en diatomeas son menores que en cianobacterias marinas, las cuales muestran que sus relaciones se encuentran en proporciones mayores que la relación Redfield). En este sentido, de acuerdo a los resultados obtenidos sería necesario determinar las relaciones estequiométricas para la comunidad de microalgas bentónicas, siendo que ésta presenta un papel central en el procesamiento de los nutrientes. Esto nos permitiría obtener una mejor comprensión sobre el metabolismo del sistema, utilizando esas relaciones en modelos como el LOICZ y obtener conclusiones más precisas sobre los procesos ecosistémicos de la Laguna de Rocha.

4 DISCUSIÓN FINAL

El escurrimiento de nutrientes inorgánicos es un factor clave en la eutrofización de los sistemas acuáticos, constituyendo las zonas urbanas y agrícolas las dos principales fuentes de nutrientes (Omernik 1976). Cuanto mayor sea la intensidad y superficie de estas actividades en las cuencas, mayor será la exportación de nitrógeno y fósforo hacia los arroyos, los ríos, y en última instancia, a los estuarios (Hopkins *et al.* 1995). El cambio en el uso de la tierra, favorece el flujo superficial de aguas de lluvia, aumenta el tiempo, frecuencia y magnitud de la escorrentía, y aumenta la carga de sedimentos, materia orgánica, y la exportación de nutrientes inorgánicos (Hopkinson & Vallino 1995). El aporte de escorrentía superficial de la cuenca constituye por tanto una de las variables de mayor relevancia en el balance hídrico y de nutrientes de las lagunas costeras.

Los resultados de los balances hidrológicos obtenidos para La laguna de Rocha confirman por tanto, la robustez del modelo LOICZ para su aplicación en diversos sistemas costeros, pero éste es a la vez un modelo simplificado y no específicamente ajustado a las condiciones de suelos y clima de Uruguay. Si bien, como primera aproximación puede ser un indicador razonable, en nuestro trabajo el modelo de Temez (1977), calibrado específicamente para la cuenca de la Laguna de Rocha (Capítulo 2 de esta tesis) constituye una mejor herramienta, ya que considera el tipo de suelo, el agua disponible y la evapotranspiración de la cuenca. Por tanto, el uso conjunto del modelo de Temez y el modelo de balance de masa del LOICZ constituyen una herramienta robusta para determinar el metabolismo biogeoquímico de estos ecosistemas costeros.

Para completar el balance hídrico de este ecosistema, queda pendiente determinar el rol que juega el agua subterránea, tanto desde el punto de vista hidrológico, como por el aporte de nutrientes y otros compuestos, como por ejemplo hierro. Este mineral podría estar interfiriendo en el ciclo del fósforo, reteniendo este nutriente en el sedimento. Asimismo, una buena caracterización del flujo de agua subterránea en la zona de la laguna permitiría perfeccionar la calibración realizada con el modelo de Temez.

A su vez, mediante el modelo de Temez se podrían determinar los caudales para períodos de tiempo menores a un año (e.g. mensuales, estacionales, etc.), ya que éste trabaja en una base mensual, a diferencia del LOICZ, que en la Laguna de Rocha, debido a la apertura y el cierre de la barra, fue necesario trabajar con un período de tiempo anual de forma de poder considerar al sistema en estado estacionario. Con estos caudales obtenidos con el modelo de Temez, puede obtenerse el VR (Flujo de intercambio utilizado por el modelo LOICZ), para luego realizar el balance de masa del sistema. Es necesario realizar balances de menor escala para evaluar si el sistema muestra cambios de metabolismo de tipo estacional, por ejemplo entre primavera y verano. Existe evidencia de cambios estacionales entre autotrofia y heterotrofia en sistemas estuarinos (McGlathery *et al.* 2001), mostrando incluso una autotrofia durante el verano y heterotrofia durante el invierno (Hopkins *et al.* 1995).

El metabolismo de los estuarios está fuertemente influenciado por las entradas de agua, materia orgánica y nutrientes inorgánicos de los ríos. Los patrones de autotrofia y heterotrofia están regulados por el tiempo de residencia del agua del estuario, por la magnitud de nutrientes inorgánicos y materia orgánica, así como por la

proporción relativa entre los nutrientes inorgánicos y la materia orgánica, y la calidad de la misma (Hopkins *et al.* 1995). En este sentido, sería necesario determinar el balance de carbono, así como también las fracciones orgánicas de nitrógeno y fósforo, de forma de realizar el balance estequiométrico completo de la laguna, y verificar los valores obtenidos con el modelo LOICZ para el nitrógeno y el fósforo.

El aumento de actividades productivas intensivas en el uso del suelo, como la agricultura en la cuenca de la Laguna de Rocha, se ve reflejado en el aumento de las concentraciones de NID y PID observadas en 2006 en los arroyos afluentes, lo cual habría provocado un cambio en el metabolismo biogeoquímico del sistema, pasando de ser fuente de PID y NID a sumidero (Figura 4.2).

Con respecto a la forestación, esta es una actividad que aporta relativamente pocos nutrientes a los sistemas acuáticos por medio de la escorrentía superficial (Omernik 1976). Según los resultados obtenidos para la Laguna de Rocha, la cuenca debería presentar más del 88% de su superficie forestada para generar una disminución del caudal, tal que produzca un cambio en el balance de nutrientes en la laguna, es decir, que pase de ser sumidero a fuente, tanto para el nitrógeno como para el fósforo. Esta superficie forestada sobrepasaría las áreas potencialmente forestales de la cuenca, según el decreto N° 452/988 de 1988 el cual especifica los suelos de prioridad forestal.

Otros factores que influyen en la hidrología y el metabolismo de estos ecosistemas costeros son los procesos climáticos, como por ejemplo el fenómeno del ciclo de El Niño (El Niño-Southern Oscillation). Existe evidencia de que el patrón de lluvias de la costa atlántica sur del continente está fuertemente acoplado con este ciclo (Genta *et al.* 1998). Según la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), El Niño (ENSO) es el fenómeno más importante océano-atmósfera capaz de causar la variabilidad del clima global en escalas de tiempo interanuales, afectando directamente la distribución de las precipitaciones en las zonas tropicales y subtropicales. Las lagunas costeras de Uruguay están fuertemente afectadas por estos procesos climáticos, los que contribuirían a modular su metabolismo al afectar directamente la distribución de las precipitaciones en esta zona subtropical de América del Sur. Se prevé en el marco del cambio climático un incremento de la precipitación y una mayor variabilidad climática local, lo que sumado a la tendencia de cambios e intensificación de los usos del suelo, cabría esperar un aumento en la carga de nutrientes exportada hacia estos ecosistemas costeros.

Se utilizó el índice multivariado (MEI) propuesto por la NOAA, para evaluar la posible influencia de estos fenómenos en la Laguna de Rocha en los años estudiados, 1996 y 2006, el cual es actualmente el índice más aceptado para monitorear dicho fenómeno (Bidegain *com. pers.*). Según el MEI, durante 1995-1996 tuvo lugar el fenómeno climático La Niña, el cual presentó una intensidad de muy leve a neutra. En la región de estudio este fenómeno se caracteriza por ser un período con anomalías negativas de precipitación, lo cual se traduce en una disminución de las precipitaciones. Por otro lado, en 2005-2006 tuvo lugar el fenómeno de El Niño, caracterizado por anomalías de precipitación positivas, con una intensidad moderada.

Esto explicaría las diferencias encontradas en el rango de precipitaciones medias mensuales entre ambos años estudiados, lo cual incidió directamente sobre el aporte a la Laguna de Rocha, triplicándose el flujo desde la cuenca en 2006. A pesar de estas diferencias, ambos años presentaron volúmenes residuales negativos en el modelo LOICZ, indicando que la pérdida de agua de la Laguna de Rocha por evaporación fue menor que la entrada vía arroyos y precipitación, y por tanto, el sistema exportó agua hacia el Océano Atlántico (Figuras 4.1 y 4.2).

Estas diferencias en los aportes de agua tienen efectos directos sobre el tiempo de residencia del sistema. Los resultados obtenidos del modelo LOICZ muestran una disminución en el tiempo de residencia del agua del sistema entre los años estudiados, de 172 a 26 días en 1996 y 2006, respectivamente. Este parámetro es en los estuarios el principal factor que regula el grado de pérdida de nitrógeno a través de la desnitrificación (Nixon *et al.* 1995). La disminución del tiempo de residencia del agua es un parámetro que incide directamente sobre los procesos biogeoquímicos, mostrando la importancia de considerar las interacciones entre la hidrodinámica y la biogeoquímica (Gordon *et al.* 1996, Smith *et al.* 2005) que modulan el metabolismo del sistema.

A su vez, desde la perspectiva del cambio climático, se prevén cambios en los patrones estacionales de la precipitación y escorrentía, por lo que se pronostica un incremento en la temperatura y en las precipitaciones, así como un aumento de la probabilidad de eventos extremos como tormentas o sequías (McKee *et al.* 2001, Rodríguez-Gallego 2010). Los cambios en los patrones estacionales de precipitación y escorrentía alterarán las características hidrológicas de los sistemas acuáticos, afectando la composición de especies y la productividad de los ecosistemas (Bonilla *et al.* 2006).

El aumento en las precipitaciones modificaría el régimen hidrológico natural de estos sistemas disminuyendo el tiempo de residencia del agua y alteraría el régimen de apertura y cierre de la barra, favoreciendo la apertura. Esto implica incrementos en la escorrentía superficial que en escenarios de intensificación de usos del suelo aumentaría la exportación de nutrientes (Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011) hacia la Laguna de Rocha. Estos cambios tendrían incidencia directa sobre el metabolismo, ya que se reduciría el tiempo de ciclado interno del sistema, pasando a ser dominantes los procesos de fijación de nitrógeno y producción (Gordon *et al.* 1996; Nixon *et al.* 1996; Prastka *et al.* 1998). Lo cual indica, que el sistema se comportaría como un sumidero de nitrógeno, presentando un metabolismo autotrófico. En este caso, prevalecen los procesos de producción primaria sobre los de mineralización y/o respiración, donde el sistema actúa como retenedor de nutrientes y exportador de materia orgánica para sistemas adyacentes (Gordon *et al.* 1996), en este caso el Océano Atlántico. Esto implicaría que a medida que la laguna se eutrofiza favorecería especialmente a la comunidad fitoplanctónica, la cual suele estar limitada por nitrógeno. Sin embargo, el efecto del tiempo de residencia para el fósforo no estaría tan claro, aunque aparentemente tendría la misma tendencia que el nitrógeno.

Otro factor importante a considerar en relación a la hidrología del sistema, y por tanto en la dinámica de los nutrientes, es la frecuencia de apertura y cierre artificial de la barra arenosa que conecta a la Laguna de Rocha

con el Océano Atlántico. La hidrología natural de este sistema es frecuentemente alterada por la apertura artificial de la barra, lo cual se realiza para evitar inundaciones de campos ganaderos y en zonas de urbanización planificadas de forma inadecuada y con el objeto de favorecer las pesquerías artesanales (Rodríguez-Gallego *et al.* 2008). En este sentido, Bonilla *et al.* (2006) indican que el manejo de la apertura y cierre de las barras con fines productivos afecta el nivel de agua y la salinidad, lo cual tiene consecuencias directas sobre la resuspensión, la acumulación de biomasa algal, la diversidad en general y la productividad del sistema, así como también afecta directamente el tiempo de residencia del agua.

En este sentido sería importante considerar las aperturas de la barra con poca agua en el sistema, donde se vería limitado el intercambio de agua, así como la recarga de sedimentos, lo cual podría asemejarse a un aumento en el tiempo de residencia. Lo cual si bien, podría favorecer que el sistema presente un metabolismo heterotrófico, en el cual prevalecen en el sistema los procesos relativos a la mineralización para el fósforo y desnitrificación en el caso del nitrógeno. Sin embargo, en este caso al aumentar la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua debido al aumento en la precipitación, así como también de eventos extremos (tormentas y sequías), donde también se prevén aumentos en la temperatura (McKee *et al.* 2001, Rodríguez-Gallego 2010). Lo cual generaría, el aumento de las cargas de fosforo y nitrógeno en la laguna, favoreciendo el proceso de eutrofización llevando el sistema hacia a un empobrecimiento de estado ecológico, con una mayor proliferación de productores primarios como las cianobacterias (Jeppesen *et al.* 2009; Jeppesen *et al.* 2011)

Perspectivas de investigación

Como se mencionó anteriormente, el presente trabajo representa una foto del sistema para cada año en estudio. Por tanto, para hacer pronósticos en el sistema, sería importante poder realizar estos balances de nutrientes en escalas de tiempo menores, por ejemplo estacionales. Asimismo, sería necesario determinar el balance de carbono de la laguna, para verificar los valores obtenidos, así como estudiar las fracciones orgánicas de nitrógeno y fósforo de la laguna. Esto último permitiría realizar balances inorgánicos y orgánicos del sistema, de forma de completar el balance estequiométrico. Esto permitiría comprender más a fondo los procesos que tienen lugar, y por tanto, el metabolismo del sistema y la variaciones que podrían ocurrir.

Otro punto importante que falta en los balances realizados es determinar el papel que juega el agua subterránea en el ecosistema, tanto desde el punto de vista hidrológico como por el aporte de nutrientes y otros compuestos, como por ejemplo hierro, el cual podría estar interfiriendo en el ciclo del fósforo, reteniendo este nutriente en el sedimento.

Para el caso de la barra arenosa de la Laguna de Rocha, aunque los efectos de las aperturas artificiales no están claros, se estima que la falta de un plan de manejo adecuado produciría impactos negativos significativos, y por

tanto se requieren mayores esfuerzos de investigación para lograr un régimen de apertura y cierre, en el marco del plan de manejo, que no interfiera con el metabolismo natural del sistema.

Por último, como se menciona en el primer capítulo, sería necesario desarrollar un monitoreo forestal en la cuenca de la Laguna de Rocha, de forma de poder verificar los resultados obtenidos y de esta forma validar el modelo de Temez que comprende el escenario de forestación. Esta validación permitiría además la aplicación de este modelo a la región Este del país y potencialmente a otros ecosistemas similares.

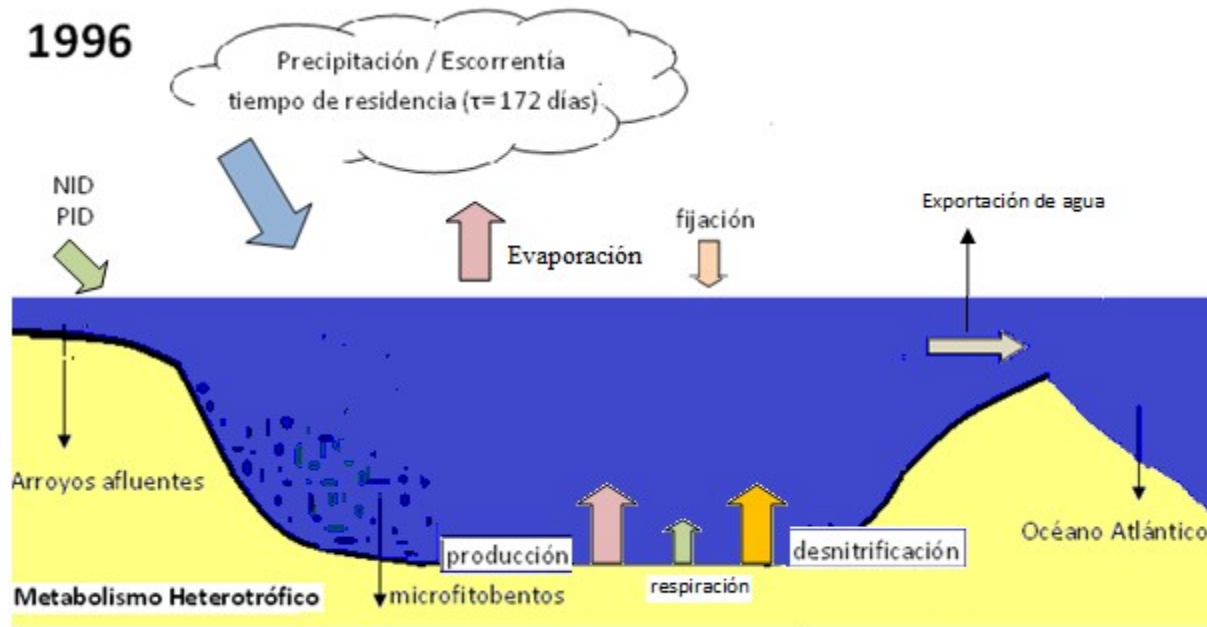


Figura 4.1: Resumen de procesos de la Laguna de Rocha para el año 1996

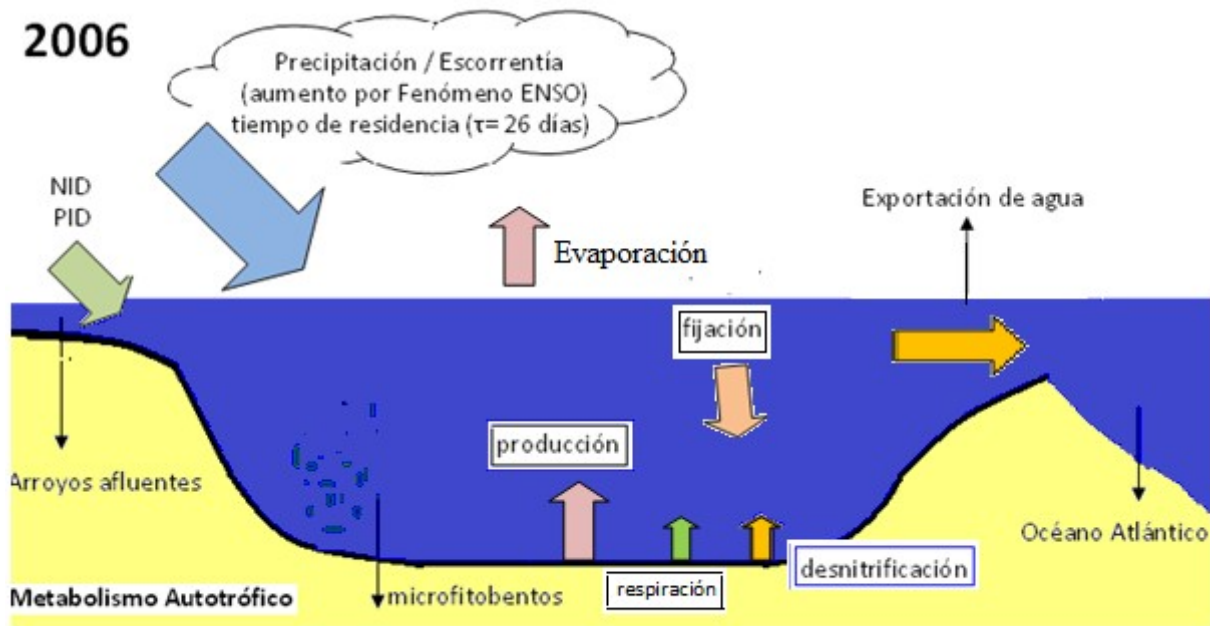


Figura 4.2: Resumen de procesos de la Laguna de Rocha para el año 2006

5 BIBLIOGRAFÍA

Anderson I.C., Stanhope J.W., Hardison A.K., and K.J. McGlathery. 2010. Sources and fates of nitrogen in Virginia coastal bays. In *Coastal lagoons: critical habitats of environmental change*, ed. M.J. Kennish and H.W. Paerl, 43–72pp.

Arocena R., Conde D., Fabian D., Gorga J. & J. Clemente 1996. Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes. *PROBIDES/GEF Documentos de Trabajo (13) (Rocha)*. 53 pp.

Aubriot L., Conde D., Bonilla S & R Sommaruga. 2004. Phosphate uptake behavior of natural phytoplankton during exposure to solar ultraviolet radiation in a shallow coastal lagoon. *Marine Biology* 144:623-631pp.

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. In: Vila & Pizarro (eds) *Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIB*. Patagonia Impresores, Chile. 65-85pp.

Barnes RSK .1980. *Coastal lagoons*. Cambridge University Press.

Bianchi T.S. 2007. *Biogeochemistry of Estuaries*.Oxford University Press. 721pp.

Bianchi, T.S., Argyrou, M., and Chipett, H.F. (1999b) Contribution of vascularplant carbon to surface sediments across the coastal margin of Cyprus (eastern Mediterranean). *Org. Geochem.* 30, 287–297.

Bonilla S. 1998. Estructura y dinámica de la comunidad epifítica algal en un sistema somero mixohalino. Tesis de Maestría, PEDECIBA/Biología-Ecología (Montevideo). 70pp (Inédita).

Bonilla S. & D. Conde 2000. El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este. *PROBIDES/GEF Documentos de Trabajo (Rocha)* 31. 63-73 pp.

Bonilla S. 2002. Estructura y productividad de la comunidad de microalgas del ambiente pelágico en la Laguna de Rocha. Tesis de Doctorado, PEDECIBA-Biología, Montevideo. 156 pp (Inédita)

Bonilla S., Conde D., Aubriot L. & M.C. Pérez 2005. Influence of hydrology and nutrients on phytoplankton species composition and life strategies in a subtropical coastal lagoon. *Estuaries* 28(6):884-895

Bonilla S., Conde D., Aubriot L., Rodriguez-Gallego L., Piccini C., Meerhoff E., Rodriguez-Grana L., Calliari D., Gomez Paola., Machado I. & A. Britos. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En: Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Menafrá R., Rodriguez-Gallego L., Scarabino F & D Conde (eds). Vida Silvestre. 661pp.

Borbor-Cordova M. J., Boyer E. W., McDowell W. H., & C. A. Hall. 2006. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador. *Biogeochemistry* 79: 135–161pp.

Boyer J. N., Kelble C. R., Ortner P. B., Rudnick D.T. 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. Elsevier Ltd. *ecological indicators* 9: 56 – 67pp.

Brandini N. 2008. Biogeoquímica da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil: Origem, metabolismo, balanço de massa e destino da matéria biogênica. Tesis doctorado. Instituto Química Pós-graduação em Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense, Brazil. 247pp.

Breña Puyol A. F. & M. A. Jacobo Villa. 2006. Principios y Fundamentos de la Hidrología Superficial. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México. 289pp

Bricker S.B., Longstaff B., Dennison W., Jones A., Boicourt K., Wicks C., Woerner J. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. Elsevier B.V. *Harmful Algae*. 8:21–32pp.

Camacho-Ibar V. F., Carriquiry J D., & Stephen V. Smith. 2003 Non-conservative P and N Fluxes and Net Ecosystem Production in San Quintin Bay, Mexico. *Estuaries*, no 5, 26:1220–1237pp.

Cabrera Di Priamo, C. 2015. Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de Fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay. Tesis de Maestría en Geociencias. Facultad de Ciencias y Centro Universitario de la Región Este Universidad de la República. PEDECIBA. 151pp.

Carmouze JP. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Editora Edgard Blucher/FAPESP, Sao Paulo, 254p

Carmouze, J.P., de Farias, B., Bernardes, M.C., Kuroshima, K.N. 1998. Benthic influence on the metabolism of a shallow tropical lagoon (Lagoa de Barra, Brazil). *Hydrobiologia* 373/374:89–100pp

Conde D., Sommaruga R. & Aubriot L. 1998. Underwater UV radiation field in a brackish coastal lagoon associated to extreme DOC gradients I: Optical aspects XXVII Internat Congress of Limnology (S I L) (Dublin) 09-15/08/98.

Conde D., S. Bonilla, L. Aubriot, R. De León & 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., Aubriot L. & Sommaruga R. 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*. 207:19-31pp.

Conde D. & L. Rodríguez-Gallego. 2002. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay. *Perfil Ambiental 2002*. A. Domínguez y R. Prieto (Eds.). NORDAN, Montevideo, 149-166pp.

Conde D., L. Rodríguez-Gallego & L. Rodríguez-Graña. 2003. Análisis conceptual de las Interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa atlántica de Uruguay. PNUD/GEF/RLA/99/G31 (FREPLATA-Ciencias 8). Sección Limnología, FC/UDELAR, (Montevideo) 65 pp.

Crisci M. 2011. Modelación de los Recursos Hídricos y sus Principales Usos en la Cuenca de Aporte A Rincón del Bonete. Evaluación Económica Comparativa. Tesis de Maestría. Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de la Republica (UdelaR), Montevideo. 144pp.

Degens, E. T., S. Kempe and J. E. Richey. 1991. Summary: Biogeochemistry of major world rivers. In E. T. Degens, S. Kempe, and J. E. Richey [eds.], *Biogeochemistry of major world rivers*. John Wiley and Sons. 323-347pp.

Failache, N et. al. 2006. "Calibración y regionalización de un modelo de balance hídrico mensual en cuencas uruguayas utilizando un algoritmo genético multiobjetivo" XXII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, IHAR-LAD.

Farley K. A., Piñeiro G, Palmer S.M., Jobbágy E. G., & R. B. Jackson. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *WATER RESOURCES RESEARCH*. VOL. 44, 11pp

Fonseca, A. 2004. Considerações hidroquímicas, fluxos de nutrientes e avaliação do grau do metabolismo e do balanço de massa da Lagoa da Conceição (SC). Tese. (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica). Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 182pp.

Fonseca A. 2008. Uma estimativa do balanço de fósforo e nitrogênio na baía da Ilha de Santa Catarina e suas implicações no metabolismo e no processo de eutrofização do ecossistema. Trabalho apresentado como requisito para o concurso público - professor adjunto - da Universidade Federal De Santa Catarina, Brazil. 33pp.

Gordon D. C., Boudreau P. R., Mann H., Ong J. E., Sivert, W. L., Smith S. V., Wattayakorn G., Wulff P. & Yanagi, T. 1996. LOICZ Biogeochemical modeling guidelines. En: LOICZ reports and studies: no. 5: 96pp.

Hopkinson C. S. & J Vallino. 1995. The Relationships Among Man's Activities in Watersheds and Estuaries: A Model of Runoff Effects on Patterns of Estuarine Community Metabolism. *Estuaries*: no. 4. 18: 598-621pp.

Jeppesen, E., B. Kronvang, M. Meerhoff, M. Søndergaard, K. M. Hansen, H. E. Andersen, T. L. Lauridsen, L. Liboriussen, M. Beklioglu, A. ozen & J. E. Olesen, 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1930–1941pp.

Jeppesen E., Kronvang B., Olesen J. E., Audet J., Søndergaard M., Hoffmann C. C., Andersen H. E., Lauridsen T. L., Liboriussen L., Larsen S. E., Beklioglu M., Meerhoff M., Ozen A. & Korhan Ozkan. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*. 663:1–21pp.

Kelly J. R., Berounsky V. M., Nixon S. W. & C. A. Oviatt. 1985. Benthic-pelagic coupling and nutrient cycling across an experimental eutrophication gradient. *Marine Ecology - Progress Series*, 26: 207-219pp.

Kennish M. J., Brush M. J. & K. A. Moore. 2014. Drivers of Change in Shallow Coastal Photic Systems: An Introduction to a Special Issue. *Estuaries and Coasts* (Suppl 1): S3–S19pp.

Kjerfve B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. Pp. 63–81, In: D. A. Wolfe (ed.), *Estuarine variability*. New York: Academic Press.

Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoons. En: Kjerfve B (Ed.) *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier, London, 1-8pp.

Klausmeier C. A., Litchman E., Daufresne T. & Levin S A. 2004. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature* 429: 171-174pp.

Knoppers B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons En: B. Kjerfve (Ed) *Coastal lagoon processes*; Elsevier Amsterdam; *Oceanogr Ser* 60:243-285pp.

Knoppers, B., W.F.L. Souza., M.F.L. Souza., E.G. Rodriguez., E.F.C.V. Landim & A.R. Vieira.1996. In situ measurements of benthic primary production, respiration and nutrients fluxes in a hypersaline coastal lagoon of SE Brazil. *Rev. Bras. Oceanogr.*, 44 (2): 155-165pp.

Kronvang B., AErtebjerg G., Grant R., Kristensen P., Hovmand M. & J. Kirkegaard. 1993. Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects; state of Danish aquatic environment. *Ambio* 22:17:187pp.

Laserre P. 1977. Coastal Lagoons Nature and resources 15:1-2pp.

LOICZ (1994). Focus 1: LOICZ modelling. LOICZ Meeting Report No. 5, 36 pp.

Lucena, J.R.; J. Hurtado & F.A. Comín. 2002. Nutrients related to the hydrologic regime in the coastal lagoon of Viladecans (NE Spain). *Hydrobiologia*, 475/476: 413-422pp.

Martiny A. C., C T. Pham., A., F. W. Primeau., J. A. Vrugt., J. K. Moore., S. A. Levin & M. W. Lomas. 2013. Strong latitudinal patterns in the elemental ratios of marine plankton and organic matter. *Nature Geoscience*, 9:283, 6:27pp.

McGlathery, K.J., Anderson, I.C. & A. C. Tyler. 2001. Magnitude and variability of benthic and pelagic metabolism in a temperate coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 1–15pp.

McGlathery, K.J., K. Sundbäck, & I.C. Anderson. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1–18pp.

Mckee L. J., Eyre B. D. & S. Hossain. 2000. Transport and retention of nitrogen and phosphorus in the subtropical Richmond River estuary, Australia – A budget approach. *Biogeochemistry* 50: 241–278pp.

Meerhoff, M., J. M. Clemente, F. Teixeira-de Mello, C. Iglesias, A. R. Pedersen & E. Jeppesen, 2007. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology* 13: 1888–1897pp.

Morris, A. (1986) Removal of trace metals in the very low salinity zone of the Tamar estuary England. *Sci. Total Environ.* 49, 297-304pp.

Morris A.W. (1985). Estuarine chemistry and general survey strategy. In: Head PC (ed) *Practical estuarine chemistry: a handbook*. Cambridge University, Cambridge.

Niencheski L.F & Windom H.L 1994. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. Elsevier Science. The Science of the Total Environment 149: 53-60pp.

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

Nixon, S. W., Pilson, M. E. Q. (1984). Estuarine total system metabolism and organic exchange calculated from nutrient ratio: an example from Narragansett Bay. In: Kennedy, V. S. (ed.) The estuary as a filter. Academic Press, Orlando, 261-290pp.

Nixon, S.W., S.L. Granger, & B.L. Nowicki. 1995. An assessment of the annual mass balance of carbon, nitrogen, and phosphorus in Narragansett Bay. Biogeochemistry, 31: 15–61pp.

Nixon S. W., Ammerman J. W., and Seitzinger S. P. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. Biogeochemistry 35: 141–180pp.

Odum, H. T. 1971. Environment, Power, and Society. Wiley Interscience, New York. 331pp.

Omernik, J. M. 1976. The influence of land use on stream nutrient levels. EPA 600/3-76-014. U. S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Pathak P., Sudi R., Wani S.P. & K.L. Sahrawat. 2013. Hydrological behavior of Alfisols and Vertisols in the semi-arid zone: Implications for soil and water management. Agricultural Water Management. 118:12–21pp

Perez G. 2012. Rol de la comunidad bacteriana en la captación de amonio en una laguna costera (Laguna de Rocha, Uruguay). Tesis de Maestría PEDECIBA, Área Biología, Sub-Área Microbiología. 88pp.

Pintos W., Conde D., de León R., Cardezo MJ., Jorcín A. & R. Sommaruga 1991. Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). Revista Brasileira de Biologia 51(1):79-84pp.

Prastka, K; R. Sanders, & T. Jickells. 1998. Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time? Results of Kd study. Mar. Pollut. Bull., 36: 718-728pp.

Rabouille C., Mackenzie F.T. & May Ver L. 2001. Influence of the human perturbation on carbon, nitrogen, and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 65, No. 21: 3615–3641pp.

Redfield, A. C. 1934. On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. In: R. J. Daniel (ed.), James Johnstone memorial volume. Liverpool: University Press of Liverpool. 177–192pp.

Rodríguez-Gallego L., Meerhoff E., Poersch L., Aubriot L., Fagetti C., Vitancurt J. & Conde D. 2008. Establishing the limits aquaculture in a protected coastal lagoon: impact of *Farfantepenaeus paulensis* pens on water quality, sediment and benthic biota. *Aquaculture*. Vol 277. 30–38pp.

Rodríguez-Gallego L., Santos C., Amado S., Gorfinkel D., González MN., Gómez J., Neme C., Tommasino H & Conde D. 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. Informe final, Programa de Desarrollo Tecnológico, Montevideo. 185pp.

Rodríguez-Gallego L., Conde D., Achkar M., Sabaj V., Rodó E. & R. Arocena. 2009. Impacto del uso del suelo en la cuenca de la Laguna de Rocha. Resumen extendido, IV Congreso Nacional de Áreas Protegidas y V Encuentro Nacional de Ecoturismo y Turismo Rural, Trinidad, Flores. Formato digital.

Rodríguez-Gallego L. 2010. Tesis de doctorado: Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. PEDECIBA. Sección Limnología, IECA, Facultad de Ciencias – UdelaR, Montevideo. 172pp.

Rodríguez-Gallego *et al.* 2015 Lorena Rodríguez-Gallego L, Sabaj V., Masciadri s., Kruk C., Arocena R & Daniel 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*. 38:451–465pp

Ryding S.O. & W. Rast. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid.

Salas H.J. & P. Martino 1990. Metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización en lagos cálidos tropicales. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.

SanDiego-MacGlone, M.L.; S. V. Smith & V.F. Nicolas. 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (4): 325-330pp.

Seitzinger S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*. 33.(4, part 2) 702-724pp.

Sharpley A.N., T. Daniel. T. Sims, J. Lemunyo, R. Stevens & R. Parry. 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. Agriculture Research Service, USA.

Sharpley A.N., W.J. Gburek, G. Folmar & H.B. Pionke. 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management* 41: 77-89pp.

Luis Silveira & Jimena Alonso 2009. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay *Hydrological Process*.23:320– 329pp.

Smith, S.V., Buddemeier, R.W., Wulff, F., Swaney, D.P. 2005. C, N, P fluxes in the coastal zone. In Crossland, C.J. HH.Kremer, HJ.Lindeboom, JI.Marshall Crossland MDA.Le Tissier (eds.) (2005) *Coastal Fluxes in the Anthropocene. The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere-Biosphere Programme*. Springer, Berlin Heidelberg New York, 95-143.

Struyf E., Van Damme S., & Meire P. 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nitrified. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.

Silveira, L., Chreties, C., Alonso, J., Amorín, C., De Izaguirre, P., Crisci, M., Symonds, S., Martínez, L., García Petillo, M., García Préchac, F., Delgado, S., Clerici, C., Bentancor, L., Hill, M., Alliaume, F., Iroumé, A., Huber, A. Cabral, P. & Audicio, P. 2011. Efectos de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas. *Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA*, Montevideo, vol. 1, 38pp.

Temez J.R. 1977. "Modelo matemático de transferencia precipitación aportación". ASINEL 1977.

Thamdrup B. 2012. New Pathways and Processes in the Global Nitrogen Cycle. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43:407–28pp.

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* Vol. 1, No. 2, 271–293pp.

Wiegner T. N., Seitzinger S. P., Breitburg D. L. & James G. Sanders. 2003. The Effects of Multiple Stressors on the Balance between Autotrophic and Heterotrophic Processes in an Estuarine System. *Estuaries* Vol. 26, No. 2A, 352–364pp.

Torres I.C., Resck R.P. & Pinto-Coelho R.M. 2007. Mass balance of nitrogen, carbon, phosphorous and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. En; *Acta limnológica Brasiliensia*. Vol 19 (1): 79-91pp.

Wetzel R. G. 2001. *Limnology*. John Wiley & Sons, Inc, New York. 1006pp.

Zaldivar J.M., Cattaneo E., Plusa M., Murraya C.N., Giordanib G. & Viaroli P. 2003. Long-term simulation of main biogeochemical events in a coastal lagoon: Sacca Di Goro (Northern Adriatic Coast, Italy) *Continental Shelf Research* 23: 1847–1875pp.

Zhang, L., Dawes, W.R. y Walker, G.R. 1999. "Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance". Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology CSIRO Land and Water. Technical report 99/12.

Anexo I

Tabla 1: datos nutrientes laguna de Rocha, muestreos 1996 y 2006 tomados de la base de datos de la sección limnología – Facultad de Ciencias UdelaR

	Barra	Salinidad		PO4 $\mu\text{mol/l}$		NH4 $\mu\text{mol/l}$		NO2 $\mu\text{mol/l}$		NO3 $\mu\text{mol/l}$		NID $\mu\text{mol/l}$		NT $\mu\text{mol/l}$		PT $\mu\text{mol/l}$		Clo a $\mu\text{g/l}$	
		E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7	E1	E7
abr-96		13.0	0.1	0.59	0.80	2.4	6.7	0.1	0.4	8.8	9.8	11.4	16.9	334.4	314.2	4.7	3.6	26.6	5.1
ago-96	0.0	7.6	3.5	0.46	1.78	10.1	1.2	0.0	0.0	4.0	6.5	14.1	7.7	13.4	30.2	1.3	5.1	2.6	22.6
set-96	1.0	20.8	3.8	0.70	1.50	1.7	2.3	0.0	0.0	5.1	11.1	6.8	13.4	41.8	10.8	1.4	4.1	1.4	6.8
oct-96	1.0	12.2	0.2	0.60	1.03	1.6	2.3	0.0	0.2	3.8	5.4	5.4	7.8	20.4	38.1	2.6	5.7	7.4	3.8
nov-96	0.0	7.4	2.7	0.70	0.55	0.3	0.2	0.0	0.2	3.6	3.9	4.0	4.3	71.6	55.2	4.9	1.7	6.5	5.9
dic-96	0.0	28.6	1.2	1.22	2.54	0.2	0.6	0.2	0.8	4.8	7.1	5.3	8.4	36.1	79.1	3.0	5.7	2.4	5.0
feb-06	0.0	28.6	21.5	0.72	1.02	0.0	0.0	0.1	0.1	2.6	1.8	2.8	1.9	14.4	25.2	0.7	1.1	2.9	2.7
may-06	1.0	19.1	15.9	0.29	0.10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	1.0	0.7	1.0	7.9	7.9	0.3	0.1	1.6	1.8
set-06	0.0	13.4	6.8	0.00	0.00	0.0	1.7	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	1.7	14.0	13.6	0.9	1.3	3.1	12.5
dic-06	0.0	14.9	8.9	0.00	0.00	0.7	1.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.7	1.8	55.2	123.9	0.8	1.5	2.6	4.4

Tabla 2: datos de evaporación mensual Tanque A en mm, datos de la estación meteorológica de Rocha, tomados de INUMET

AÑOS	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
1980	245.1	187.7	153.8	98.1	71.2	49.9	61.9	79.2	117.2	131.6	159.1	199.9
1981	217.2	163.7	131.7	76.8	70.3	40.2	46.4	94.3	92.5	148.1	162.3	232.8
1982	242.9	171.8	161.6	108.9	88.1	56.2	67.8	75.3	90.1	166.0	164.7	229.9
1983	230.0	164.6	175.2	116.1	60.2	49.6	50.2	74.7	102.3	153.6	152.2	192.7
1984	188.3	155.0	141.4	108.5	69.1	49.1	51.7	71.7	82.8	154.9	170.0	236.0
1985	235.5	187.7	157.2	83.4	84.7	47.7	55.2	64.4	91.2	137.8	153.9	217.3
1986	243.3	172.1	141.2	96.2	81.6	47.2	66.3	63.0	98.6	133.1	170.9	212.9
1987	220.5	179.1	144.3	100.0	69.0	67.0	62.7	62.1	101.8	148.1	166.4	164.0
1988	209.9	128.2	128.1	96.6	53.7	42.7	67.6	80.5	102.5	151.2	212.4	230.8
1989	232.3	219.0	158.0	105.2	66.8	45.2	51.6	76.2	87.0	137.3	175.2	214.4
1990	241.9	120.7	126.0	83.8	71.5	74.0	51.3	97.7	92.9	123.0	168.6	186.4
1991	241.0	201.5	156.0	92.4	74.5	32.3	39.4	63.1	100.1	114.7	151.9	170.0
1992	153.9	130.9	115.4	93.1	63.6	39.8	57.1	65.6	95.0	148.8	146.2	204.9
1993	218.3	129.3	142.7	103.1	52.2	82.1	56.2	73.5	94.7	98.8	118.4	198.0
1994	208.4	159.9	147.9	98.7	62.8	49.5	52.0	68.9	90.2	123.8	139.1	202.0
1995	194.9	151.6	139.3	7.0	66.1	42.5	67.2	62.3	114.6	130.3	163.3	248.5
1996	210.4	210.0	144.1	99.8	67.0	51.9	50.4	95.5	94.2	114.2	180.5	205.7
1997	225.7	181.1	143.7	115.6	19.6	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I	41.2
1998	162.9	135.7	116.1	80.8	64.5	48.5	48.9	65.7	84.4	123.4	141.7	177.9
1999	145.6	132.4	117	128.3	47.4	36.3	44.3	72.2	91.3	118.2	148.7	176
2000	226.9	175.5	140.8	76.8	54.3	47.5	41.9	82.6	69.8	102.2	138.9	232.3
2001	172.9	132.8	109.7	79.6	66.8	39.7	41.9	60.4	78.9	86.1	154.9	189.2
2002	174.0	130.6	78.4	55.3	52.9	44.3	56.2	78.3	71.9	108.2	149.5	143.2
2003	203.5	117.6	110.5	86.0	62.5	43.3	46.9	56.7	73.8	141.7	162.8	158.0
2004	149.5	161.0	141.0	91.8	60.9	34.6	43.8	60.5	82.9	106.0	117.9	196.5
2005	237.9	152.6	152.6	66.4	74.7	38.8	44.0	61.9	72.2	119.8	191.0	198.9
2006	172.9	154.8	114.3	66.2	50.4	39.3	45.4	47.4	85.5	116.1	161.8	169.2

Tabla 3: datos de precipitación mensual, datos de la estación meteorológica de Rocha, tomados de INUMET

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
1980	110.5	177.9	103.4	154.4	68.5	190.8	116.1	106.5	25.3	101.7	62.9	41.1
1981	139.3	144.9	91.0	70.4	182.3	33.4	113.3	113.9	125.9	30.5	110.7	90.6
1982	80.5	99.5	116.8	87.4	160.5	125.7	164.3	140.6	68.2	64.8	34.3	58.3
1983	91.5	92.3	13.6	102.8	57.5	132.3	45.6	204.9	201.9	262.5	175.6	40.0
1984	110.6	173.2	31.7	96.2	125.3	152.1	171.7	54.5	95.5	154.9	50.8	24.1
1985	57.7	94.1	126.8	83.7	92.7	156.7	37.4	93.9	139.6	157.3	71.2	5.7
1986	171.9	65.1	146.1	39.1	171.1	93.6	104.2	414.1	111.8	147.2	209.1	80.5
1987	69.2	105.4	113.2	51.6	120.5	4.3	125.2	82.0	58.0	102.5	77.2	118.1
1988	207.7	78.5	191.6	59.8	45.6	26.6	141.9	21.0	79.0	63.5	198.0	44.4
1989	55.7	103.6	87.3	146.2	42.8	37.6	86.7	168.8	83.4	50.2	118.8	99.4
1990	62.0	194.2	74.2	180.9	62.1	69.0	21.3	19.2	112.1	140.0	131.0	31.5
1991	74.1	26.9	19.4	44.7	120.5	92.1	175.6	124.6	127.1	186.4	88.1	49.7
1992	77.4	141.1	59.0	154.3	98.9	135.2	114.1	52.9	38.1	124.1	82.7	31.7
1993	118.6	185.0	31.8	239.5	98.8	49.0	164.9	123.6	55.9	204.8	99.3	118.5
1994	56.8	43.7	111.3	87.1	154.2	53.8	216.2	106.0	94.2	131.2	61.6	49.4
1995	129.8	150.4	221.8	57.0	25.5	97.1	152.0	37.4	64.1	71.4	118.1	38.1
1996	62.2	44.4	210.4	124.6	30.6	34.1	45.7	42.9	113.6	80.1	57.9	76.4
1997	97.8	98.4	50.2	36.9	71.1	150.5	49.3	146.1	28.9	63.7	94.5	168.8
1998	106.8	48.7	64.2	227.0	78.4	78.4	108.5	31.3	54.6	41.3	153.9	158.3
1999	189.9	164.2	115.6	117.3	56.6	164.5	115.6	79.1	110.8	75.3	41.7	86.9
2000	33.3	61.2	114.4	272.3	357.3	121.5	200.5	133.0	153.8	61.3	63.7	86.2
2001	137.8	133.4	210.4	45.3	93.9	168.4	140.5	91.8	56.3	235.1	144.3	39
2002	148.5	187.7	467	108.4	104.8	89.5	89.2	129.6	38.7	85.3	98.2	162.6
2003	55.4	167.2	57.4	46.8	164	158.9	54.9	82.3	156.6	61.5	157.1	124.4
2004	209.5	72.3	28.4	205.7	142	108.3	39.6	51.3	104.8	125.4	58.9	103.9
2005	69.5	32	21.3	345.1	212.2	312.7	47.3	44.8	105.7	68.4	23.2	33.7
2006	98.5	132.4	379.0	60.5	21.5	164.8	70.9	142.1	36.3	107.8	100.4	100.2