

# Modelación de la dinámica de humedales estuarinos frente al aumento del nivel del mar. Caso del río Hunter (Australia)

*Franco Trivisonno<sup>1,2</sup>, Gerardo Riccardi<sup>1,3</sup>, José Rodríguez<sup>4</sup> y Patricia Saco<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Ciencias Exactas y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario (UNR), Riobamba 245 bis (S2000EKE) Rosario, Santa Fe, Argentina

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

<sup>3</sup> Consejo de Investigaciones, Universidad Nacional de Rosario (UNR), Rosario, Santa Fe, Argentina

<sup>4</sup> School of Engineering, The University of Newcastle, University Drive, Callaghan (2308) NSW, Australia

Mail de contacto: [trivisonno.franco@gmail.com](mailto:trivisonno.franco@gmail.com)

## RESUMEN

Los humedales estuarinos constituyen uno de los ecosistemas más productivos del planeta: proveen hábitats únicos para muchas especies terrestres y especialmente para peces, y tienen una capacidad de absorción de carbono que supera la de los bosques terrestres. La predicción de estos sistemas frente al aumento del nivel del mar requiere la modelación de la evolución conjunta de las dinámicas hídrica, del suelo y de la vegetación. En este trabajo se presenta una aplicación de un modelo desarrollado para reproducir la dinámica de tales ambientes hídricos en el estuario del río Hunter en Nueva Gales del Sur (sudeste de Australia). El modelo simula el influjo continuo de la marea dentro del humedal y los efectos de la evolución conjunta que producen una cierta distribución espacial de los distintos tipos de vegetación. La información empleada fue recolectada a lo largo de varios años, incluyendo niveles de agua en el estuario, tasas de sedimentación, contenido de carbono del suelo, resistencia al flujo y preferencia de cada tipo de vegetación a determinadas condiciones hidráulicas. Los resultados indican una mayor pérdida de marismas salinas frente al avance del manglar, tanto para un escenario de aumento acelerado como moderado (actual) de los niveles de agua en el estuario.

**Palabras clave** humedales estuarinos, dinámica de la vegetación, aumento del nivel del mar

## ABSTRACT

Estuarine wetlands are among the most productive ecosystems in the world: they provide unique habitats for many terrestrial species and especially for fish. These systems also have a carbon sequestration capacity that surpasses terrestrial forests. Predicting estuarine wetlands response to sea-level rise requires simultaneous modelling of joint evolution of water flow, soil and vegetation dynamics. This paper presents an application of a model that represents the dynamics of such hydric environments on the Hunter River Estuary in New South Wales (southeast of Australia). The model continuously simulates tidal inputs into the wetland and the effects of the joint evolution yielding a certain spatial distribution of every vegetation type. The data here employed was collected over several years, including estuary water levels, accretion rates, soil carbon content, flow resistance and vegetation preference to hydraulic conditions. Model results predict further saltmarsh loss due to mangrove encroachment and under an accelerated sea level rise scenario and also under current conditions of moderate increase of estuary water levels.

**Keywords:** estuarine wetlands, vegetation dynamics, sea-level rise

# 1 INTRODUCCIÓN

Los humedales del estuario del río Hunter en Nueva Gales del Sur (NSW), así como en la mayor parte del sudeste de Australia, exhiben típicamente la secuencia llanuras fangosas de marea (*mudflat*) - manglar (*mangrove*) - marismas salinas (*saltmarsh*), desde la costa y hacia dentro del humedal. Tanto los manglares como las marismas salinas son importantes para los peces del estuario (Mazumder et al., 2005) y proveen hábitats únicos para la fauna terrestre, sin embargo las marismas salinas en particular son utilizadas por murciélagos insectívoros como zonas de alimentación, y por aves costeras como áreas de descanso: así, estas especies establecen una clara preferencia hacia las marismas salinas por sobre el manglar (Saintilan y Rogers, 2006).

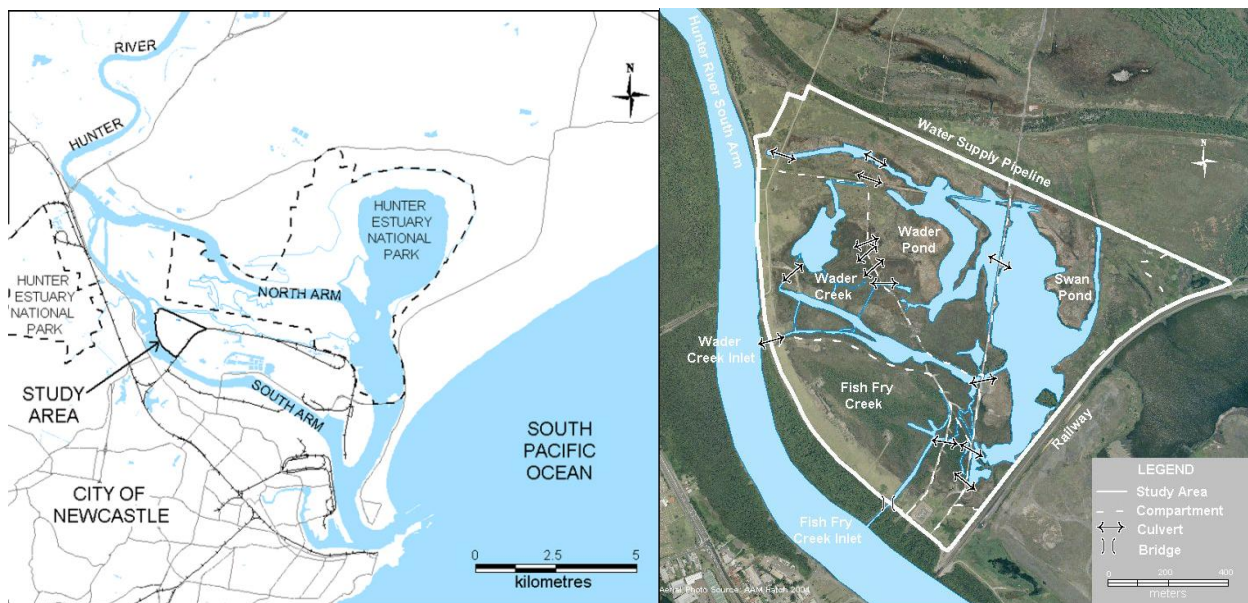
Los humedales estuarinos constituyen sumideros para sedimentos finos fluviales y pueden absorber carbono en mayor proporción que los bosques terrestres (Howe et al., 2009; Mitsch et al., 2012). Durante los períodos de incremento del nivel del mar, los humedales tienden a mantener cierta sumergencia relativa a través de una serie de mecanismos, uno de los cuales consta en la acumulación de materia orgánica e inorgánica sobre la superficie del terreno (acreción) mediante una deposición. El material capturado tiene un alto componente orgánico dado por las raíces, las ramas caídas y las hojas, de modo que resulta evidente que en estos casos tal deposición efectivamente absorbe carbono; dado que este carbono termina siendo enterrado, la absorción resulta permanente. En ciertas regiones del mundo resulta particularmente importante esta capacidad de acumulación de carbono debido a que se articula dentro de un sistema de compensaciones ecológicas.

Las predicciones para la mayor parte de la costa australiana de un aumento acelerado del nivel del mar son particularmente peligrosas en el caso de humedales estuarinos donde coexisten manglares y marismas salinas: mientras que en algunas situaciones el manglar puede adaptarse rápidamente a los cambios del nivel del mar, y promover el establecimiento de marismas salinas al reducir la energía del oleaje causando sedimentación, la evidencia experimental recogida en distintos lugares de Australia revela una tendencia constante de una invasión de gran magnitud de los manglares hacia dentro del humedal, a zonas originalmente ocupadas por marismas salinas (Saintilan y Williams, 1999) Con el tiempo, se podría esperar que las marismas salinas también migren tierra adentro, ocupando elevaciones tales que las mareas sólo tendrían acceso a ellas en condiciones de un elevado nivel del mar. Sin embargo, existen barreras a esta transgresión terrestre (tanto naturales como artificiales) que frecuentemente la impiden, y al quedar la marisma salina confinada en cierto sector del humedal ante la invasión del manglar, se produce una disminución neta de la superficie de vegetación en este ambiente. Asociada a este proceso también se provoca una disminución de la diversidad de hábitats, y se reduce en general la productividad del humedal (incluyendo una reducción de su aprovechamiento por las aves costeras). Como resultado de este fenómeno, las marismas salinas en partes del sudeste de Australia han sido declaradas una comunidad ecológica en peligro de extinción.

Por lo tanto, la planificación ante los efectos de un aumento del nivel del mar es una cuestión importante tanto para los gobiernos (en general) como para los encargados de la gestión de los humedales (en particular). Las herramientas actuales de planificación costera están basadas principalmente en modelos a dos escalas diferentes: a escala nacional (o regional) y a escala local. Las herramientas de escala nacional o regional son modelos de inundación basados en Sistemas de Información Geográficos (SIG) –e.g. SLAMM (Park et al., 1989)–, con funciones limitadas que representan una dinámica muy básica de los humedales. Estos modelos pueden resultar adecuados para una valoración global de la problemática, pero su baja resolución y limitada capacidad para incorporar procesos complejos los hace no aptos para la investigación o la gestión de lugares específicos. Los modelos a escala local son mucho más fiables, e incorporan algunos de los procesos que se mencionaron anteriormente, sin embargo están habitualmente desarrollados para sistemas particulares y no se adaptan fácilmente a condiciones diferentes (Rogers et al., 2012). En este trabajo se presentan los resultados preliminares de un modelo físicamente basado que incorpora una serie de procesos físicos y biológicos de una manera general, y que por lo tanto pueden ser potencialmente utilizados en otros sistemas de humedales.

## 2 ÁREA DE ESTUDIO

El lugar donde se centra esta investigación es un humedal rehabilitado en el estuario del Río Hunter conocido como Área E de la isla Kooragang (Fig. 1a). El sitio es contiguo al “Hunter Wetlands National Park” y constituye un importante sitio de descanso para aves costeras (Kingsford et al., 1998), que ha perdido una superficie considerable de marismas salinas debido al aumento de los niveles de agua en el estuario y a la invasión de manglares (Howe et al., 2009, 2010; Rodríguez y Howe, 2013). Consiste en 124 ha de una subcuenca afectada a las mareas, con dos entradas sobre el brazo sur del río Hunter: una alcantarilla de 0,45 m de ancho en Wader Creek y un canal de 8,50 m de ancho en Fish Fry Creek (Fig. 1b). El área está delimitada al Este por vías de ferrocarril (Kooragang Island Mainline), al Norte por una conducción troncal de agua potable, y al Sur y al Oeste por un terraplén sobre el banco norte del brazo sur del río Hunter. El flujo interno del humedal es hidráulicamente complejo, con una serie de alcantarillas y caminos que dividen el sitio en cuatro compartimientos principales: Fish Fry Creek, Wader Creek, Wader Pond y Swan Pond (Fig. 1b). Entre los hábitats estuarinos que se observan en el humedal se incluyen el manglar, las marismas salinas y llanuras fangosas, depresiones y arroyos, afectados a las mareas (*mudflats*, *tidal pools* y *tidal creeks*, respectivamente). Bordeando el sitio se observan pastos (*pasture*) y humedales de agua dulce y salobres (*freshwater* y *brackish wetlands*, respectivamente).



**Figura 1** – (a) El Estuario del río Hunter y el área de estudio; (b) detalle del Área E de la isla Kooragang

Para el desarrollo del modelo numérico se dispuso de un amplio conjunto de datos de campo y de información obtenida por teledetección (Howe et al., 2010; Rodríguez y Howe, 2013): la topografía de una parte del Área E, la distribución actual de la vegetación en todo el sector, las coordenadas espaciales y características físicas de los controles hidráulicos críticos, las características morfológicas de las especies vegetales dominantes del estuario (*A. marina*, *S. virginicus* y *S. quinqueflora*), series temporales de los niveles de agua en el río y ciertas propiedades del suelo que dependen del tipo de vegetación (i.e. contenido de carbono, acreción y el cambio de elevación de la superficie).

## 3 FORMULACIÓN DEL MODELO

En sistemas ecogeomorfológicos como los humedales se observan procesos de retroalimentación a diferentes escalas temporales, ya que cada proceso se desarrolla a su propio ritmo. Un modelo que simule tales procesos debería ser capaz de captar esas escalas (Saco y Rodríguez, 2013). Los cambios significativos en la estructura del humedal ocurren durante períodos de tiempo que van de décadas a siglos, e intentos previos en modelación han debido requerir tiempos de simulación largos aún a costa de simplificaciones importantes en la geometría o la física del problema. Como resultado, su capacidad predictiva se limita a situaciones idealizadas y no pueden considerar características detalladas como alcantarillas, puentes y obstrucciones

hechas por el hombre que pueden tener repercusiones importantes en el flujo del humedal. El modelo propuesto supera estas limitaciones utilizando una descripción hidráulica detallada del flujo dentro de una estructura modular semiacoplada hidráulica - vegetación - evolución del suelo, que pretende simular las interacciones entre los procesos flujo-vegetación-suelo durante escalas de tiempo significativas.

### 3.1 Módulo hidráulico

Una descripción precisa del ciclo de mojado y secado provocado por la marea impone una discretización del orden de segundos, entonces es necesario disponer de un esquema numérico rápido y eficiente, si se quiere simular largos períodos de tiempo, como en este caso. La herramienta seleccionada es el VMMHH 1.0 (Riccardi et al., 2013), un modelo cuasi-bidimensional rápido, utilizado en diversas aplicaciones (entre otras cosas para simular inundaciones en zonas de llanura). Esta herramienta es el resultado de la combinación del modelo hidrológico-hidráulico CTSS8 (Riccardi, 2000) y la plataforma de ventanas SIMULACIONES 2.0 (Stenta et al., 2005) para pre y posproceso y visualización de datos y resultados. El CTSS8 está basado en el esquema de celdas originalmente propuesto por Cunge (1975), y simula procesos lluvia-caudal con dinámicas de flujo multidireccionales y multicapa. Las ecuaciones gobernantes son las de continuidad y diferentes simplificaciones de la ecuación de cantidad de movimiento, las cuales son transformadas para obtener la descarga entre las celdas vinculadas.

El módulo es implementado sobre una grilla computacional bidimensional regular de celdas rectangulares, la que resulta ideal para asociar a información rasterizada de Modelos Digitales de Terreno (MDT). Las celdas pueden ser tipo valle o tipo río, según representen flujo mantiforme o encauzado. El flujo intercambiado puede ser calculado usando diferentes leyes de descarga entre celdas, las cuales han sido derivadas de la ecuación de cantidad de movimiento para cada situación específica. De esta manera, pueden ser incorporadas dentro del modelo las leyes de descarga para flujo en canales a cielo abierto, puentes, vertederos, alcantarillas, uniones y bifurcaciones, cambios de sección, estaciones de bombeo, etc. Por ejemplo, para vínculos en los cuales se presentan límites físicos entre celdas (e.g. terraplenes de caminos), se utiliza la ecuación de vertedero de cresta ancha. La misma ecuación es utilizada para las vinculaciones que describen el flujo a través de vertederos, puentes y alcantarillas. Se distinguen tres tipos de condiciones de contorno: nivel de agua en función del tiempo, descarga en función del tiempo y relación altura de agua - descarga. Las condiciones iniciales consideradas incluyen niveles de agua en cada una de las celdas e intercambio de caudales en las vinculaciones entre celdas (Riccardi, 2000).

### 3.2 Módulo vegetación-suelo

Los resultados del módulo hidráulico son integrados sobre un período de un año y esta información es transferida al módulo de vegetación. La vegetación en humedales estuarinos responde a condiciones hidráulicas a través del hidroperíodo (proporción del tiempo de sumergencia) y de las condiciones predominantes de la amplitud de mareas durante largas escalas de tiempo. Por lo tanto, un paso temporal de un año resulta apropiado para la modelación (Saco y Rodríguez, 2013). De manera de simular el establecimiento de manglares y de marismas salinas, se utilizan valores de preferencia de amplitudes de marea e hidroperíodo, extraídos de mediciones en campo. Estos valores fueron determinados experimentalmente durante períodos de marea viva (Howe et al., 2010; Rodríguez y Howe, 2013) y son presentados, junto con cambios promedios de la elevación de la superficie, tasas medias de acreción, densidades de carbono orgánico y tasas medias de absorción de carbono medidos en el estuario (Howe et al., 2009), en la Tabla 1. En la Tabla 2 se exponen los umbrales considerados de estas variables para cada tipo de vegetación, utilizados en el módulo de vegetación.

Las clases de vegetación determinadas por las variables hidráulicas entonces pasan al módulo de suelo, que calcula la acreción y el cambio de la elevación de la superficie del terreno, permitiendo actualizar la topografía del modelo. En base a valores experimentales dependientes del tipo de vegetación, la acreción contribuye al cambio de elevación, siendo modulada por procesos subsuperficiales –i.e. hinchamiento, compactación– (Howe et al. 2009). Los cambios en la elevación de la superficie y en la acreción del suelo son determinados en base a trabajos previos y son

presentados en la Tabla 2. Resulta posible calcular la absorción de carbono.

**Tabla 1** – Valores de preferencia de hidroperíodo, amplitud de marea y cota o elevación del terreno para cada tipo de vegetación y de condición del humedal; cambios de la elevación de la superficie y tasas de acreción observadas para cada tipo de vegetación y condición en el humedal

		<b>Llanura fangosa o depresión de marea</b>	<b>Manglar</b>	<b>Marisma salina</b>
<b>No atenuada</b>	<i>Elevación [mAHD]</i>	0,30 - 0,45	< 0,40	> 0,40
	$R_T^{(1)}$ [m]	0,38 - 0,53	> 0,43	< 0,43
	$H^{(2)}$	0,09 - 0,17	< 0,32	< 0,10
<b>Atenuada</b>	<i>Elevación [mAHD]</i>	0,22 - 0,45	0,32 - 0,42	> 0,42
	$R_T^{(1)}$ [m]	0,27 - 0,50	0,29 - 0,30	< 0,30
	$H^{(2)}$	0,90 - 1,00	< 0,45	< 1,00
<b>Cambio promedio en la elevación de la superficie [mm / año]</b>		-	2,45	2,02
<b>Tasa media de acreción [mm / año]</b>		-	3,66	3,37
<b>Densidad del carbono orgánico [Mg / m<sup>3</sup>]</b>		-	0,0287	0,0406
<b>Tasa media de absorción de carbono [Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>]</b>		-	1,05	1,37

(<sup>1</sup>)Amplitud de marea viva; (<sup>2</sup>)hidroperíodo durante los períodos de marea viva

**Tabla 2** – Relaciones utilizadas en el módulo vegetación-suelo

	<b>Llanura fangosa o depresión de marea</b>		<b>Manglar</b>	<b>Marisma salina</b>
<b><i>Elevación [mAHD]</i></b>	$\geq 0,35$ m + SLR <sup>(3)</sup>	< 0,35 m + SLR <sup>(3)</sup>	-	$\geq 0,35$ m + SLR <sup>(3)</sup>
<b><math>R_T^{(1)}</math> [m]</b>	> 0,40	$\leq 0,40$	-	$\leq 0,40$
<b><math>H^{(2)}</math></b>	> 0,45		$\leq 0,45$	> 0,45
<b><i>Cambio promedio en la elevación de la superficie [mm / año]</i></b>	-		2,45	2,02
<b><i>Tasa media de absorción de carbono [Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>]</i></b>	-		1,05	1,37

(<sup>1</sup>)Amplitud de marea viva; (<sup>2</sup>)hidroperíodo durante la marea viva; (<sup>3</sup>)aumento esperado del nivel del mar, de acuerdo al tiempo de simulación

#### 4 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

El modelo fue aplicado a una parte del Área E, en la cual se observa una dinámica activa de la vegetación. La grilla computacional fue construida con la ayuda de la información topográfica disponible, resultando en 6369 celdas rectangulares, cada una de 12,50 m x 12,50 m de tamaño (Fig. 2). El área modelada cubre 99,52 Ha, resultando la densidad de la malla de 64 elementos por hectárea. Las tres mayores alcantarillas fueron introducidas en el modelo (EC1, EC2 y EC3 en la Fig. 2). La entrada a Fish Fry Creek y los canales al Este de las alcantarillas fueron modelados utilizando celdas tipo río, considerando todos los demás elementos como tipo valle. Niveles de agua horarios fueron asignados como condición de borde a la entrada en Fish Fry Creek, utilizando una serie de datos de un año de duración extraída del sensor de Ironbark Creek –ubicado 2 km aguas arriba del sector en estudio, en el brazo Sur del río Hunter–. La entrada de Wader Creek no fue incluida en la simulación ya que la cantidad de flujo que aporta al humedal es sólo el 1% del escurrimiento total (Rodríguez y Howe, 2013). Otras condiciones de borde (niveles de agua fijos en el tiempo) fueron establecidas en el extremo Este de los canales de las alcantarillas (BC1, BC2 y BC3 en la Fig. 2) de manera de vincular el área modelada con la parte restante del Área E (la mayor parte de Swan Pond). No se consideraron aportes por precipitación durante el período modelado.

La resistencia al escurrimiento fue representada por un coeficiente de rugosidad de Manning  $n = 0,10$  para todos los elementos tipo valle, mientras que se consideró  $n = 0.04$  para los elementos tipo río. Tales valores del coeficiente de Manning pueden pensarse como promedios sobre diferentes sustratos de vegetación. Los niveles de agua iniciales en cada elemento fueron establecidos basándose en valores históricos. La información de niveles de agua utilizada para las condiciones de borde e iniciales, así como para las dimensiones de las alcantarillas, arroyos y canales, fueron provistas por trabajos previos (Howe et al., 2010, Rodríguez y Howe, 2013). El paso de tiempo para el cálculo fue establecido en 5 segundos, mientras que el paso de tiempo para la salida e impresión de datos fue establecido en 1 hora. El tiempo de procesamiento de CPU para el período simulado (aproximadamente 1 año) resultó aproximadamente 10 horas en un procesador Quad.i7-3770 3,40 GHz (razón entre tiempo calculado y tiempo simulado mayor a 700).

Como fue explicado en 3.2, las variables abióticas hidroperíodo y amplitud de marea fueron calculadas de manera de relacionarlas con la distribución de la vegetación. Un calendario de fases lunares (Moon Phase Data - Geoscience Australia, 2012) fue utilizado para clasificar los períodos de marea viva como períodos de 177 horas alrededor de los momentos de ocurrencia de lunas nuevas y llenas (Boon, 2004).

Fueron considerados dos escenarios diferentes de aumento del nivel del mar durante un período de 20 años. De acuerdo a los incrementos observados en el humedal durante los últimos 10 años (Howe et al., 2009), se estableció un escenario de aumento moderado, de 8 mm/año. Este valor coincide con el sugerido hacia el final de las proyecciones A1FI del 4<sup>to</sup> Reporte de Evaluación (AR4) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), las cuales van en línea con las recientes emisiones globales y observaciones del aumento del nivel del mar en la zona del Río Hunter y la Costa Central de NSW. De manera de presentar un caso más pesimista, se simuló también un escenario de aumento acelerado del nivel del mar estableciendo un incremento de 11 mm/año. Este último caso toma en consideración un posible riesgo extremo identificado en el AR4, y más específicamente en investigaciones posteriores al AR4 del IPCC (OzCoasts, 2012). Ya que los valores de la tasa de acreción y de los cambios en la elevación de la superficie (Tabla 1) fueron determinados durante cambios actuales de 8 mm/año (el mismo aumento de nivel del mar considerado para el escenario medio), los valores de tasa de acreción y cambios en la elevación de la superficie para el escenario de aumento acelerado del nivel del mar fueron ajustados proporcionalmente.

## **5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

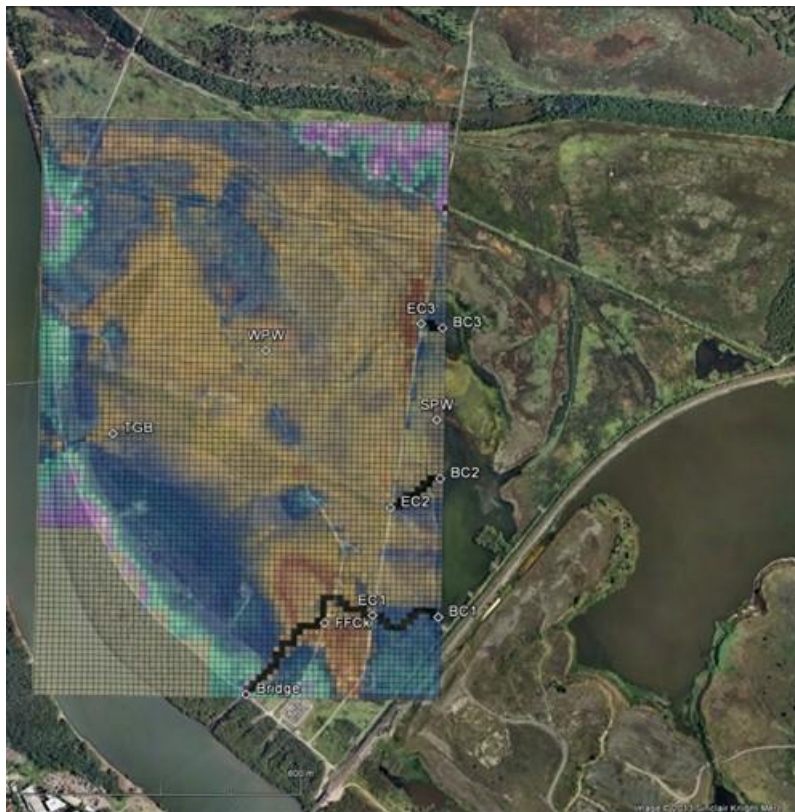
### **5.1 Patrones de flujo**

Se seleccionaron ubicaciones de referencia en cada uno de los compartimientos del humedal de manera que sean representativas de éstos (TGB en Wader Creek, WPW en Wader Pond, SPW en Swan Pond y FFCK en Fish Fry Creek, ver Fig. 2). De la observación de la Fig. 3 puede extraerse que los resultados de la simulación muestran una marcada atenuación de las mareas en determinados compartimientos, tales como Wader Creek, Wader Pond y Swan Pond. Las atenuaciones de las mareas en estos compartimientos son el resultado de la presencia de infraestructuras en los mismos, y de las elevaciones del terreno, y concuerda con mediciones de campo y resultados de modelaciones de estudios previos (Howe et al. 2010; Rodríguez y Howe, 2013).

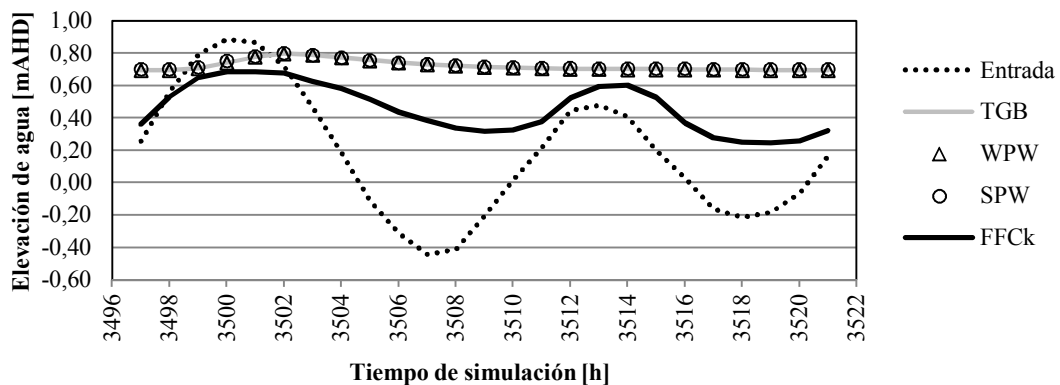
### **5.2 Distribución de la vegetación y cambio en la elevación del terreno**

El tipo de vegetación de cada celda fue modelado a través de la comparación entre los valores de hidroperíodo, amplitud de marea y elevación relativa de la superficie y los umbrales dados por el módulo de vegetación del modelo (Tabla 2). En la Fig. 4a se exhibe la distribución de vegetación observada (Rodríguez y Howe, 2013) –donde en color verde claro se muestran superficies cubiertas por pastos (*pasture*)– y en la Fig. 4b se puede ver la distribución de vegetación modelada. Estos resultados fueron obtenidos de una simulación de 1 año de duración, utilizando las condiciones de borde de niveles de agua en la entrada de Fish Fry Creek descritas en la sección 3. Como se

observa de las Figs. 4a y 4b, la distribución de vegetación simulada concuerda razonablemente bien con la distribución observada.

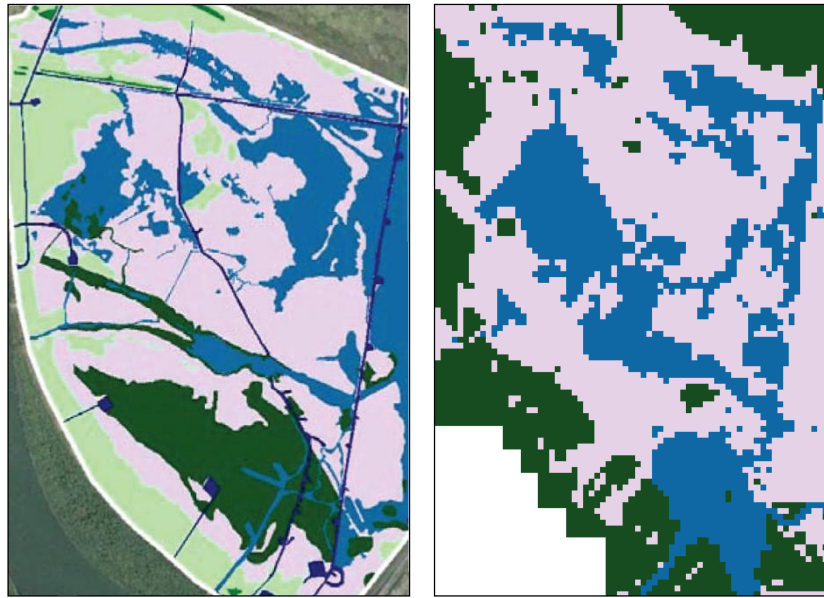


**Figura 2** – Área E de la isla Kooragang (© Google Earth) y malla de modelación (elementos tipo río en negro y ubicación de puntos de interés: entrada (Bridge), alcantarillas EC1, EC2 y EC3, puntos de referencia TGB, WPW, SPW y FFCk y de ingreso de condiciones de borde BC1, BC2 y BC3)



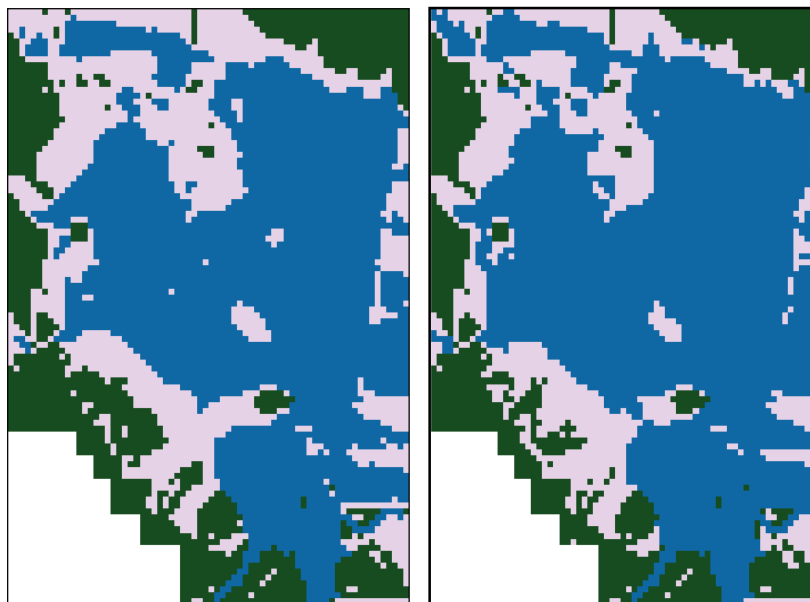
**Figura 3** – Evolución de elevaciones de agua simuladas en los puntos de referencia durante un período de marea viva

En la Fig. 5 se presentan los resultados de las simulaciones de la distribución de vegetación a 20 años para los dos escenarios diferentes de tasa de aumento del nivel del mar. Los valores anuales en cada celda fueron acumulados para simular las condiciones de elevación futuras sobre un período de 20 años, ejecutando una nueva simulación hidráulica sobre la topografía actualizada. En las Figs. 5a y 5b se muestran las distribuciones de vegetación resultantes basadas en los nuevos valores de hidoperíodo, amplitud de marea y elevación de la superficie para la tasa de incremento moderado del nivel del mar (8 mm/año) y para la tasa de incremento acelerado del nivel del mar (11 mm/año), respectivamente.



Marisma salina    
  Llanura fangosa o depresión de marea    
  Manglar

**Figura 4** – (a) Distribución actual de la vegetación; (b) distribución simulada de la vegetación correspondiente a condiciones actuales de marea y nivel del mar



Marisma salina    
  Llanura fangosa o depresión de marea    
  Manglar

**Figura 5** – (a) Distribución simulada de la vegetación correspondiente a una tasa de aumento del nivel del mar de 8 mm/año; (b) distribución simulada de la vegetación correspondiente a una tasa de aumento del nivel del mar de 11 mm/año

Puede hacerse una valoración de las capacidades y limitaciones del modelo desde el análisis de las Figs. 4 y 5. Primero, los umbrales empíricos de las variables hidráulicas parecen ser capaces de captar las condiciones actuales, como se puede ver en la Fig. 4. Esto ocurre a pesar de no incluir el humedal entero en el dominio de simulación, además de no incluir tampoco algunas alcantarillas menores y canales. La principal carencia de esta descripción simplificada es una predicción menos precisa de la dinámica de los manglares en la proximidad de las canalizaciones. La ausencia de canales simulados en el modelo resulta en una atenuación incrementada de las condiciones de la marea, la cual previene el establecimiento de manglares y resulta en una sub-predicción de manglares.



Por otra parte, considerando las predicciones de la distribución de vegetación en el humedal ante condiciones de aumento del nivel del mar después de 20 años, se puede decir que ambos escenarios dan resultados cualitativamente similares (Figs. 5a y 5b). Para ambos escenarios las áreas de depresiones o llanuras fangosas de mareas se expanden desde el centro del humedal hacia las áreas periféricas reemplazando áreas antes ocupadas por marismas salinas. A su vez, las áreas ocupadas originalmente por marismas salinas migran hacia elevaciones superiores. Estos efectos son ligeramente más pronunciados para el escenario de incremento acelerado del nivel del mar. Las áreas de manglares son también afectadas adversamente por el aumento del nivel del mar. Sin embargo, debería notarse que la ausencia de simulación de unos pocos canales en el modelo, actualmente presentes dentro de las zonas de manglares, podría tener importantes implicaciones para las condiciones hidráulicas locales y entonces podrían afectar la distribución de los manglares. En particular, la invasión de bosques de manglares en áreas ocupadas originalmente por marismas salinas no puede ser simulada al no considerar canales erosionables que promuevan condiciones favorables. El modelo predice una reducción del 6,33 % de manglar en el escenario de incremento moderado del nivel del mar, y una reducción del 13,77 % en el escenario de incremento acelerado del nivel del mar, junto con una significativa reducción de marismas salinas (47,04 %) para el escenario incremento moderado del nivel del mar, y todavía una más grande reducción (54,45 %) en el escenario de incremento acelerado del nivel del mar.

### 5.3 Absorción de carbono

Las tasas de absorción de carbono fueron calculadas utilizando los valores de la densidad del carbono orgánico (Tabla 1) y valores calculados de tasas de acreción para cada celda, dependiendo del tipo de vegetación. Estos valores fueron luego integrados sobre el área ocupada por cada tipo de vegetación y son presentados en la Tabla 3 para el estado de referencia actual y para los dos escenarios de aumento del nivel del mar. Puede verse de la Tabla 3 que hay una reducción significativa de la tasa de absorción de carbono para los dos escenarios de aumento del nivel del mar, siendo de 36,60 % para el escenario de aumento medio (8 mm/año) y 44,01 % para el escenario alto de aumento del nivel del mar (11 mm/año).

**Tabla 3** – Áreas de vegetación calculadas y tasas de absorción de carbono para el año de referencia y para los dos escenarios de incremento del nivel del mar

	<b>Año de referencia</b>	<b>Escenario de aumento moderado</b>		<b>Escenario de aumento acelerado</b>	
Área de manglar [Ha]	22,59	21,16	-6,33 %	19,48	-13,77 %
Área de marisma salina [Ha]	50,19	26,58	-47,04 %	22,86	-54,45 %
Área de llanura fangosa o depresión de marea [Ha]	26,73	51,78	+93,71 %	57,17	+113,88 %
Tasa de absorción de carbono [Mg C / año]	92,48	58,63	-36,60 %	51,78	-44,01 %

## 6 CONCLUSIONES

Fue desarrollado un modelo numérico para analizar la dinámica de uno de los humedales del estuario del río Hunter en NSW (Australia), involucrando una simulación de un módulo hidráulico y de otro módulo de vegetación-suelo, los cuales se vinculan secuencialmente. Este modelo, bajo ciertas limitaciones, se mostró capaz de predecir la distribución de vegetación en el dominio considerado. Utilizando dos escenarios diferentes de tasa de aumento del nivel del mar de 8 mm / año y 11 mm / año, las pérdidas de área con vegetación variaron de 6,33 % a 13,77 % para el manglar y de 47,04 % a 54,45 % para las marismas salinas, respectivamente. Esto resultó en una significativa reducción de la tasa de absorción de carbono en el humedal. La reducción es de 36,60 % para el escenario de incremento moderado del nivel del mar y de 44,01 % para el de incremento acelerado. La evolución de las distribuciones de vegetación que resultaron de las simulaciones confirman la respuesta esperada de los humedales estuarinos frente al aumento del nivel del mar: las áreas de marismas salinas migran tierra adentro de manera de mantener una posición favorable dentro del esquema de posiciones relativas ante las mareas, pero como en partes del humedal no

hay disponibles lugares favorables para que se establezcan, éstas terminan siendo reemplazadas por áreas de llanura fangosa o depresión de mareas.

Mejoras en los resultados podrán ser logradas con una definición más detallada del dominio: es necesario efectuar una extensión del área modelada de manera de incluir el humedal entero, junto con la inclusión de ciertas características no modeladas como algunos arroyos, la entrada de Wader Creek e infraestructura como terraplenes y algunas alcantarillas menores. La optimización de la capacidad predictiva se estima que podrá ser lograda incorporando una desagregación espacial de las rugosidades según la distribución de la vegetación.

## REFERENCIAS

- Boon, J. D. (2004) *Secrets of the Tide: Tide and Tidal Current Analysis and Predictions, Storm Surges and Sea Level Trends*, v. 2005: West Sussex, Horwood Publishing Limited, 212 p.
- Cunge, J. (1975) Two dimensional modelling of flood plains, in: Mahmood K. and Yevjevich V., eds., *Unsteady flow in open channels*, Water Resources Publications, Fort Collins, 705-762.
- Howe, A., Rodríguez, J. F. y Saco, P. M. (2009) Vertical accretion and carbon sequestration in disturbed and undisturbed estuarine wetland soils of the Hunter estuary, southeastern Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84, 75–83.
- Howe, A., Rodríguez, J.F., Spencer, J., MacFarlane, G. y Saintilan, N. (2010) Response of estuarine wetlands to reinstatement of tidal flow. *Marine and Freshwater Research*, 61: 702-713.
- Kingsford, R. T., Ferster Levy, R., Geering, D., Davis, S. T., y Davis, J. S. E., 1998, *Rehabilitating Estuarine Habitat on Kooragang Island for Waterbirds, including Migratory Wading Birds (May 1994 - May 1997)*, NSW National Parks and Wildlife Service, 105 p.
- Mazumder, D., Saintilan, N., y Williams, R. J. (2005) Temporal variations in dish catch using pop nets in mangrove and saltmarsh flats at Towra Point, NSW, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 457-467.
- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson Christopher, J., Jørgensen, S. y Brix, H. (2012) *Wetlands, carbon and climate change*. *Landscape Ecology*, 1-15.
- Moon Phase Data (2012) Australian Government, Geoscience Australia, Earth Monitoring and Reference Systems, Astronomical Information. Website: <http://www.ga.gov.au/earth-monitoring/astronomical-information/moon-phase-data.html>
- OzCoasts: Australian Online Coastal Information (2012) Geoscience Australia, Australian Government. Website: <http://www.ozcoasts.gov.au>
- Park, R.A., Trehan, M.S., Mausel, P.W. y Howe, R.C. (1989) The effects of sea level rise on U.S. coastal wetlands. In *The Potential Effects of Global Climate Change on the United States*, J.B. Smith and D.A. Tirpak (Eds.). Report to Congress, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Riccardi, G.A. (2000) A model of cells for hydrological-hydraulic modeling. *Journal of Environmental Hydrology*, Vol.8, Paper 15, November 2000.
- Riccardi, G., Stenta, H., Scuderi, C., Basile, P., Zimmermann, E. y Trivisonno, F. (2013) Aplicación de un modelo hidrológico-hidráulico para el pronóstico de niveles de agua en tiempo real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, Vol. IV, Núm. 1, enero-marzo de 2013.
- Rodríguez, J.F. y Howe, A. (2013) Estuarine Wetland Ecohydraulics and Migratory Shorebird Habitat Restoration. *Ecohydraulics, an Integrated Approach*, Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P. (Eds.). John Wiley and Sons, UK, 375-394.
- Rogers, K., Saintilan, N. y Copeland, C. (2012) Modelling wetland surface elevation dynamics and its application to forecasting the effects of sea-level rise on estuarine wetlands. *Ecological Modelling*, 244: 148-157.
- Saco P.M., y Rodríguez J.F. (2013) Modeling Ecogeomorphic Systems. In *Treatise on Geomorphology*, Vol 2, Quantitative Modeling of Geomorphology, Shroder John F. (Editor-in-chief), Baas, A.C.W. (Volume Editor), Academic Press San Diego, pp. 201-220.
- Saintilan, N., y Williams, R. J. (1999) Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*, 8: 117-124.
- Saintilan, N., y Rogers, K. (2006) Coastal wetland elevation trends in southeast Australia. *Catchments to Coast*. Society of Wetland Scientists 27th International Conference, 42-54.
- Stenta, H., Rentería, J. y Riccardi, G. (2005) Plataforma computacional para gestión de información en la simulación hidrológica-hidráulica del escurrimiento superficial. XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Mendoza, Argentina, vol. 1, CD, núm. T74, 2005, 13 pp.