

Cuantificación de la retención de nitrato usando un modelo hidrodinámico en el humedal Abras de Mantequilla, Ecuador

Quantification of the nutrient regulation functions using a hydrodynamic model in the Abras de Mantequilla wetland, Ecuador

(Recepción 30/01/2018; Aceptación 12/03/2018)

Minaya V.^{1*}, Batdelger O.², van Griensven A.^{1,2}, Dastgheib A.², Arias-Hidalgo M.³, Alvarez-Mieles G.², Mynett A.E.², Spiteri C.⁴

¹ Vrije Universiteit Brussel, Pleinlaan 2, 1050 Brussel, Belgium

² UNESCO-IHE Institute for Water Education, P.O. Box 3015, 2601 DA Delft, The Netherlands

³ Escuela Politécnica del Litoral, Campus Gustavo Galindo Velasco, Guayaquil, Ecuador

⁴ Deltares, Rotterdamseweg 185, P.O. Box 177, 2600 MH, Delft, The Netherlands

*Email: verominaya81@hotmail.com

Resumen. Los humedales permiten procesos fundamentales como la transformación dinámica de materia y energía, y éstos tienen funciones importantes de regulación a nivel de cuenca para la retención de nitrógeno y control de inundaciones. Este estudio se enfoca en la aplicación de un modelo hidrológico en conjunto con uno de calidad de agua para lograr una descripción integral cualitativa y cuantitativa de las condiciones ecológicas en el humedal Abras de Mantequilla. La simulación del modelo reveló que el 86% del nitrato (NO_3^-) que entra al humedal es transportado aguas abajo y el 14% es denitrificado.

Palabras clave. balance de nutrientes; Calidad de agua; modelo DELFT3D-WAQ; procesos de remoción de nutrientes.

Abstract. Wetlands enable fundamental processes such as the transformation dynamics of matter and energy. They may have important regulating functions at the river basin scale, by nitrogen retention or flood mitigation. A hydrodynamic and water quality model were used to simulate quantify the nutrient retention and define the dominating nutrient removal processes in the Abras de Mantequilla wetland. Simulation results showed that 86% of nitrate (NO_3^-) is transported downstream and 14% is denitrified.

Keywords. DELWAQ modeling; nutrient balance; nutrients removal processes; Water quality.

1. Introducción

Los humedales son ecosistemas que permanecen saturados de agua la mayor parte del año y son considerados como una zona de transición ecológica con especies acuáticas, semi acuáticas y terrestres (May, 2006). Los procesos en el humedal resultan de las interacciones hidrológicas, geomorfológicas, suelo y vegetación y comprende transformaciones de materia y energía a nivel de ecosistema, dando lugar al desarrollo, auto mantenimiento y provisión de bienes y servicios para el ecosistema (Turner y otros, 2000). Un indicativo de la capacidad de recuperación del humedal es la conservación de la biodiversidad en conjunto con los servicios del ecosistema como la remoción de nutrientes (Barbier, 1994). Sin embargo, los humedales pueden degradarse seriamente cuando la carga de nutrientes excede los valores críticos (Verhoeven y otros, 2006). Los humedales y la vegetación actúan como zonas de amortiguamiento ya que filtran los contaminantes de la cuenca antes de que estos sean llevados aguas abajo (Hattermann y otros, 2006), y donde el nitrógeno puede ser retenido en tres procesos diferentes, absorción de la planta, sedimentación y denitrificación. En la mayoría de los ecosistemas acuáticos léticos, la denitrificación ha sido hallada como el mecanismo primario (Jensen y otros, 1990).

Además de la evaluación de la calidad de agua, se hace necesario incorporar el discernimiento de como la hidrodinámica está relacionada con los procesos químicos, físicos y biológicos así como con las transformaciones que ocurren dentro del humedal. Específicamente, se analiza cómo el ciclo de nutrientes cambia durante la época lluviosa y cuáles son los niveles de amoniaco y oxígeno disuelto al final del periodo. Es crítico conocer las condiciones de los niveles de nutrientes en el humedal a fin de mitigar los efectos respecto a los servicios del ecosistema como la diversidad biológica, retención de nutrientes y calidad de agua. El humedal es uno de los casos de estudio del proyecto WETwin, que busca realzar el rol de los humedales a nivel de cuenca para mejorar las funciones de los servicios a la comunidad en equilibrio con una buena conservación del estado ecológico del mismo (Johnston y otros, 2013).

2. Metodología

2.1. Descripción del sitio

El humedal Abras de Mantequilla (AdM) está localizado a 106 km al noreste de Guayaquil dentro de la cuenca del Río Quevedo-Vinces, el tercer mayor contribuyente de la cuenca del Río Guayas, con una descarga anual promedio de 800 m³/s durante la época lluviosa en marzo mientras que su flujo menor es de 20 m³/s registrado durante la época seca



en noviembre (Arriaga, 1989). Durante la época lluviosa, el agua fluye desde el Estero Boquerón hacia el humedal, y durante la transición a la época seca el agua fluye desde el humedal y descarga en el Río Nuevo a través del anterior (Fig. 1).



Figura 1. Humedal Abras de Mantequilla y su confluencia con el Estero Boquerón.

2.2. Configuración del modelo

El sistema del modelo contiene dos componentes el DELFT3D-FLOW y DELFT3D-WAQ. El primero tiene un dominio que cubre el humedal AdM y el Estero Boquerón con una resolución espacial de 45m x 75m sumando un total de 19566 de celdas ortogonales curvilíneas. El intervalo de tiempo para el cálculo fue de un minuto debido a estabilidad y criterio (número de Courant menor que 1). El módulo de flujo de agua fue usado para simular la hidrodinámica, la advección y difusión de los contaminantes a una profundidad promedio. El segundo modelo numérico tiene la misma resolución espacial y el mismo tiempo de simulación para la época lluviosa (de enero a marzo 2011) y está acoplado a características importantes como el balance de agua, los patrones de flujo y las velocidades para la simulación de la calidad de agua en el dominio a través del archivo de comunicación.

La ecuación 1 está basada en la ley de Flick donde la carga es estimada considerando un coeficiente de difusión dado D_{NH4} (Ecación 2) (Picioreanu y otros, 1997), la diferencia en la concentración de NH_4 entre el agua y el sedimento (NH_{4wat} y NH_{4sed} , respectivamente), y la profundidad como un flujo unidireccional

$$\text{Carga} = -D_{NH4} \left(\frac{NH_{4wat} - NH_{4sed}}{Depth} \right) g/s \quad (1)$$

$$\text{donde: } D_{NH4} = 1.86 \times 10^{-9} m^2/s \text{ a } 30^\circ\text{C y pH=7} \quad (2)$$

Balance de masa

El DELFT3D-WAQ usa como ecuación básica la de convección-difusión para el cálculo de balance de masas, Ecación 3 y es expresado para un estado de la variable y un segmento; donde M es la variable del estado de masa (g), t es el tiempo (s), y el cambio de masa como resultado de transporte T (g/s), residuo de cargas W (g/s) y procesos P (g/s). La Ecación 4 expresa el balance de masa para el NO_3^- .

$$\frac{dM}{dt} = T(t) + W(t) + P(t) \quad (3)$$

$$\frac{\Delta NO_3^-}{\Delta t} = \text{cargas} + \text{nitrificación} - \text{denitrificación} - \text{flujo de salida} \quad (4)$$

3. Resultados

3.1. Hidrodinámica (Delft3D-FLOW)

El modelo hidrodinámico fue calibrado y validado para la época lluviosa entre enero y abril del 2010. En general tanto la descarga como los niveles de agua en el Estero Boquerón y en el humedal fueron acertados ($r^2=0.84$). Sin embargo, algunas de las diferencias entre los niveles de agua simulados y observados aguas abajo del Estero Boquerón podrían deberse a que los procesos de evaporación e infiltración no fueron incluidos en el modelo hidrodinámico.

3.2. Dinámica de nutrientes (DELFT3D-WAQ)

El modelo simuló las concentraciones de NO_3^- para ajustar a los puntos individuales de los datos del muestreo en la temporada, la mayoría de sitios corresponden con la línea de la simulación (Fig. 2a). Por el contrario, los valores de oxígeno disuelto (DO) medidos en el sitio presentan mayores divergencias con los valores simulados de DO en los diferentes sitios de muestreo (Fig. 2b). El DO es un parámetro sensible que puede experimentar fluctuaciones fuertes durante el día en respuesta a los cambios de temperatura y del nivel de agua. El NO_3^- fue calibrado por los parámetros del proceso de denitrificación y el oxígeno disuelto por otros dos parámetros, específicamente demanda de oxígeno disuelto en el sedimento (FSOD) y los coeficientes de reaireación (KLRea).

La carga de nitrato de las fuentes no puntuales pudo haber sido sobreestimada ya que los valores simulados eran más altos que los medidos (Tabla 1). Es importante notar que la carga de nutrientes calculada como datos de entrada para el modelo fue estimada considerando un coeficiente de difusión dado y una profundidad promedio (Ecación 1).

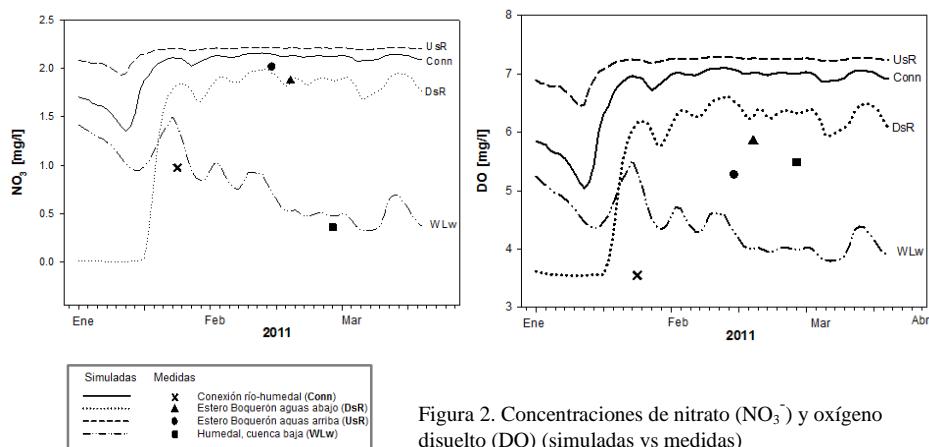
Figura 2. Concentraciones de nitrato (NO_3^-) y oxígeno disuelto (DO) (simuladas vs medidas)

Tabla 1: Parámetros físico-químicos del humedal y Estero Boquerón antes y después de la confluencia en la sub-cuenca del Chojampe, Ecuador para la época lluviosa (Febrero 2011)

Parámetros	Humedal		Río después de la confluencia		Río antes de la confluencia	
	pmdio \pm sd	IQR	pmdio \pm sd	IQR	pmdio \pm sd	IQR
pH	7.05 ± 0.23	0.23 ^a	7.20 ± 0.25	0.18 ^a	7.05 ± 0.24	0.21 ^a
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	33.00 ± 1.15	1.10 ^b	27.57 ± 2.16	1.53 ^a	27.84 ± 1.84	1.76 ^a
DO (mg/l)	2.81 ± 2.33	2.12 ^a	5.79 ± 0.08	0.06 ^a	4.66 ± 0.97	0.87 ^a
Temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$)	28.40 ± 2.17	2.15 ^a	24.80 ± 0.14	0.10 ^a	25.97 ± 1.15	1.00 ^a
Turbidez (NTU)	7.36 ± 6.11	5.75 ^a	109.50 ± 10.61	7.50 ^a	103.43 ± 80.24	73.35 ^a
Alcalinidad (mg/l)*	47.37 ± 2.34	2.03 ^b	29.44 ± 0.00	0.00 ^a	33.16 ± 4.69	4.06 ^a
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	0.02 ± 0.01	0.01 ^a	0.02 ± 0.00	0.00 ^a	0.01 ± 0.00	0.00 ^a
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	0.19 ± 0.18	0.18 ^b	1.57 ± 0.43	0.30 ^a	1.37 ± 0.56	0.52 ^a
PO_4 (mg/l)	0.07 ± 0.02	0.02 ^b	0.02 ± 0.00	0.00 ^a	0.03 ± 0.01	0.01 ^a
TSS (mg/l)	21.00 ± 2.00	2.00 ^b	79.00 ± 1.41	1.00 ^{a,b}	37.67 ± 29.96	29.00 ^a

Nivel de significancia (código: '*' 0.05)

Pruebas Tukey post-hoc de comparación múltiple (códigos: a,b)

Se puede manifestar que incluso si hay una influencia hidrológica del río hacia el humedal durante la época lluviosa, el humedal mantiene los niveles de concentración del NO_3^- más bajos que los valores del Estero Boquerón. Se puede observar una tendencia de la concentración del NO_3^- , donde los valores más altos se presentan aguas arriba del río y decrecen hacia aguas abajo. Los valores bajos de la concentración del DO simulados dentro del humedal resultan de la disminución del oxígeno que puede darse debido a la demanda del oxígeno en el sedimento en combinación con una baja aireación del agua.

El porcentaje del DO de saturación en la temporada de lluvia mostró niveles que van desde el orden del 70 al 80% en aguas en movimiento en la cuenca media del humedal. Luego hacia el final de la temporada, el DO (%) disminuyó entre el 60 y 70% para los pequeños riachuelos en la cuenca baja (Fig.3a). En general, los valores altos fueron observados en la confluencia debido a la mezcla y procesos de re aireación provenientes del río. Los valores bajos de DO (%) ocurrieron dentro del humedal, donde el agua se encuentra estancada y la cantidad de oxígeno está limitada por la temperatura.

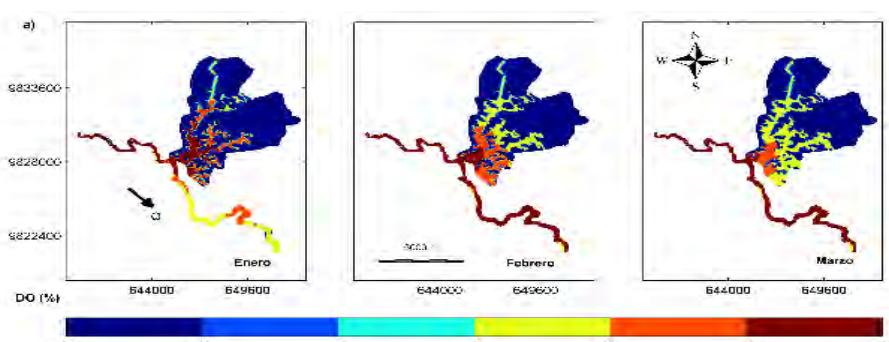
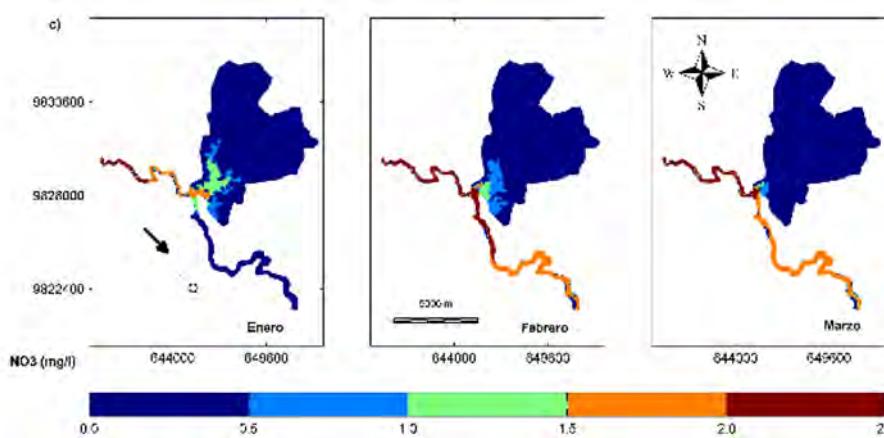


Figura 3a. DO durante la época lluviosa enero – marzo (promedio mensual) en la capa superior

Figura 3b. DO y NO_3^- durante la época lluviosa enero – marzo (promedio mensual) en la capa superior

El NO_3^- presenta las más altas concentraciones en el río aguas arriba del humedal (Fig.3b). Se puede decir que el proceso de denitrificación es el que predomina en el humedal, donde el gas nitrógeno es liberado hacia la atmósfera. La concentración de NO_3^- disminuyó un 36% de un valor de 1.4 mg/l a 0.5 mg/l al final de la época lluviosa, principalmente debido a la denitrificación mediante procesos microbianos, siendo el único proceso en donde el nitrógeno deja el sistema por completo.

3.3. Balance de masa de los nutrientes

La fuente principal de nitrato calculado provino de la entrada del Estero Boquerón, el proceso de nitrificación dentro del humedal es despreciable. El nitrato en la salida del agua correspondió al 86% y la denitrificación como el único proceso de remoción del nitrato del sistema fue del 14% (Fig. 4); tendencias similares fueron demostradas por McJannet y otros (2011).



Figura 4. Balance de masa del nitrato durante de la época lluviosa (tiempo de simulación = 88 días)

Conclusiones

A pesar de la cantidad y calidad de los datos disponibles y la complejidad del modelo, éste probó ser una buena herramienta para visualizar la variabilidad espacial y temporal de los nutrientes en el humedal. El modelo mostró como las concentraciones de nutrientes fueron transformadas o transferidas dentro del sistema. Es necesario realizar campañas de mediciones más elaboradas para evaluar con mayor certeza la dinámica espacio-temporal de

los nutrientes y así lograr un mejor entendimiento de las funciones y servicios que presta el humedal.

Referencias

- Arriaga, L. (1989). The Daule-Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture. Narragansett, R.I., USA, Coastal Resources Center, University of Rhode Island.
- Barbier, E. (1994). "Valuing environmental functions: tropical wetlands." *Land. Econom.* 70(2): 155-173.
- Hattermann, F. F., V. Krysanova, y otros (2006). "Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling." *Ecological Modelling* 199(4): 379-392.
- Jensen, J., Kristensen P., Jeppesen E. (1990). "Relationships between nitrogen loading and in lake concentrations in shallow lake Danish lake." *Verh. Int. Ver. Limnol.* 24: 201-4.
- Johnston, R., Cools, J., Liersch, S., Morardet, S., Murgue, C., Mahieu, M., Zsuffa, I., Uyttendaele, G.P. (2013)."WETwin: A structured approach to evaluating wetland management options in data-poor contexts". *Environmental Science and Policy*, 34: 3-17.
- May, S., Ed. (2006). "aquatic and wetland plants." *Invasive Aquatic and Wetland Plants, Invasive Species Science Online*. New York.
- McJannet, D., Wallace J., Keen R., Hawdon A., Kemei J. (2011). "The filtering capacity of a tropical riverine wetland: II. Sediment and nutrient balances." *Hydrological Processes* doi: 10.1002/hyp.8111.
- Picioreanu, C., van Loosdrecht M., Heijnen J (1997). "Modelling the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor" *Water Sci Technol* 36(1): 147-156.
- Turner, R., van der Bergh J., Soderqvist T., Barendregt A., van der Straaten J., Maltby E., van Ierland E (2000). "Ecological-Economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy." *Ecological Economics* 35(1): 7-23.
- Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., Yin, C., Hefting, M.M., (2006). "Regional and global concerns over wetlands and water quality ." *Trends in Ecol. Evol* 21(2): 96-103.