

MODELO NUMÉRICO DE CALIDAD DE AGUAS PARA LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA

Luis A. Calero¹, Yuri S. Tuchkovenko² y Serguei A. Lonin³

Resumen:

En el presente estudio se describe detalladamente la estructura del bloque químico-biológico de un modelo matemático bi-dimensional del ecosistema en un dominio de aguas someras y sus métodos de calibración. El modelo incluye las ecuaciones de equilibrio para los componentes siguientes del ecosistema: fitoplancton, bacterioplancton, zooplancton, materia orgánica muerta, fosfatos, amonio, nitritos, nitratos y oxígeno disuelto. Se presentan los resultados de los cálculos de distribución espacial de los componentes del ecosistema para la Ciénaga Grande de Santa Marta en varias épocas del año.

El objeto del estudio se centra en implementar un modelo de ecosistema para la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), con el fin de: 1) producir información multipropósito que sirva como herramienta para la toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales nacionales o locales, y 2) apoyar a los requerimientos de información para proyectos y planeamientos ambientales del medio marino, atmosférico y del litoral. Para ello, se realiza el acople de bloques hidrodinámicos y químico-biológicos que permiten hacer diagnósticos y pronósticos de las características bióticas y abióticas de la Ciénaga, así como simular escenarios de alternativas de soluciones a los problemas ambientales de la misma.

Palabras clave: eutrofización, modelo de calidad de agua, ecosistema costera

INTRODUCCIÓN

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) forma parte de uno de los ecosistemas lagunares-estuarinos más importante de la cuenca del Caribe, tanto desde el punto de vista ecológico como económico. Se localiza sobre la costa norte de Colombia, entre los 10°44' a 11°00' N y 74°19' a 74°31' W. La superficie del espejo de agua es de 423 km² y la profundidad promedio es de 1.6 m (Figura 1). Hacia el norte se comunica con el Mar Caribe por un canal (Boca de la Barra) que se abre a través de la Isla Salamanca, con un ancho aproximado de 280 m. La diferencia del nivel del agua en la laguna, entre las épocas seca y húmeda (inundación), es de 30 a 50 cm, pero puede llegar a más de un metro sobre el cero hidrográfico dependiendo del volumen de agua continental que entre al sistema. La marea del Caribe en la región es una combinación diurna y semi-diurna de amplitud irregular pero débil; fluctúa entre 20 y 30 cm y raras veces supera los 50 cm. Por el oriente y suroriental, la CGSM limita con el piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta de

donde provienen los ríos Frío, Sevilla, Aracataca, Fundación y Ají los cuales desembocan en la Ciénaga Grande. Por el occidente, la Ciénaga limita con el complejo de ciénagas y canales denominado Pajarales, con el cual se comunica directamente a través de los caños Grande, Clarín y Tambor. Así mismo, el complejo Pajarales esta comunicado con el Río Magdalena por una serie de caños.

El clima de la región es semiárido, presentando cuatro épocas climáticas: seca (diciembre a abril), período lluvioso menor (mayo-junio), seco menor (julio-agosto), y época de lluvias (septiembre-noviembre). El área esta influenciada por vientos variables en velocidad y duración. En la época seca dominan los vientos alisios del norte y noreste, la velocidad de los cuales varía en el transcurso del día de 1 m·s⁻¹ en las horas de la mañana hasta 9 m·s⁻¹ en las horas de la tarde. Desde mayo, cuando empieza la época de lluvia menor, los vientos se debilitan y no poseen una dirección dominante. En la época de máximas lluvias soplan los vientos débiles ecuatoriales de sur o dirección variable.

Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, Escuela Naval de Cadetes Almirante Padilla, Cartagena, Colombia.

¹ Capitán de Fragata, Biólogo Marino, Msc. Tel.: +57+56+694465. E-mail: lcalero@007mundo.com

² Ingeniero Oceanólogo, Ph.D. Tel.: +57+56+694465. E-mail: tuch2001@mail.ru

³ Ingeniero Oceanólogo, Ph.D. Tel.: +57+56+694465. E-mail: slonin@cioh.org.co

Artículo recibido el 5 de junio de 2002, recibido en forma revisada el 5 de marzo de 2003 y aceptado para su publicación el 29 de abril de 2003. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo siguiendo lo indicado en las "Instrucciones para autores". En el caso de ser aceptadas, éstas serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores.

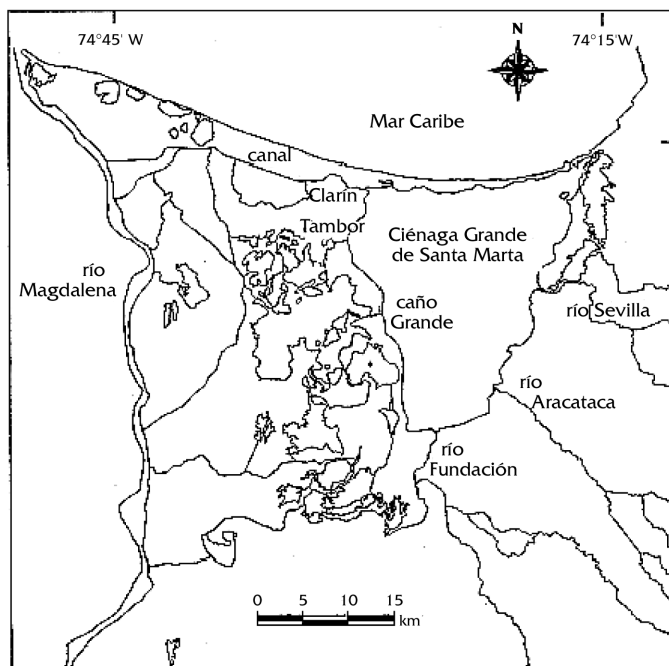


Figura 1. Esquema de localización de la Ciénaga Grande de Santa Marta, del sistema lagunar y los canales de comunicación con el río Magdalena y el Mar Caribe.

El complejo de la CGSM se caracteriza por su riqueza forestal y faunística; así como por su alta producción primaria, lo que le permite mantener importantes poblaciones (especialmente de peces), que son fundamentales en la economía de los pobladores de la región.

La construcción en la década de los años 70, de una carretera a lo largo de la costa del mar Caribe, causó una disminución del intercambio de aguas de la CGSM con el mar. Como consecuencia de lo anterior, se experimentó un aumento de la salinidad, mortandad de los manglares, alteraciones en la cadena biótica de este ecosistema y cambios del régimen hidroquímico de la CGSM y del Complejo Pajarales.

Con el fin de recuperar las características naturales del ecosistema en general y disminución de la salinidad de las aguas en particular, en el principio de los años 90 algunos de los caños de conexión entre la CGSM y el río Magdalena fueron profundizados. Sin embargo, el resultado deseado no se ha logrado, aun cuando la salinidad de las aguas ha disminuido considerablemente. Con el aumento del flujo de agua empezó a llegar mayor cantidad de nutrientes, lo que contribuyó a la eutrofización de la Ciénaga.

En los últimos años se presentó una disminución importante de la salinidad, producto del incremento de aporte de agua del río Magdalena lo que afectó el desarrollo de los organismos acuáticos característicos de la Ciénaga, tales como las ostras y camarones. En el complejo cenagoso de Pajarales, la disminución de la salinidad llevó a un incremento en la biomasa de peces de agua dulce.

Por lo tanto, la experiencia demostró que efectuar un manejo ambiental del ecosistema teniendo en cuenta un solo criterio, en este caso la salinidad, no es correcto, por cuanto la complejidad de interrelaciones existentes entre los componentes bióticos y abióticos obliga a analizar otros aspectos para el manejo del ecosistema.

En otras palabras, es necesario un enfoque ecosistémico en la planificación de la protección ambiental de la CGSM y Complejo Cenagoso de Pajarales por lo que los autores desarrollaron un modelo matemático 2-D para el ecosistema estudiado. La descripción de la estructura de este modelo, el esquema de su calibración y los resultados de la modelación, son los objetivos del presente artículo.

El modelo fue desarrollado para el dominio de la CGSM. El intercambio de masas de agua entre este dominio y el río Magdalena a través del sistema de canales y ciénagas del Complejo Pajarales, se calculó con base en un modelo hidráulico de balance, desarrollado en la Universidad Nacional de Medellín. Los datos de este modelo fueron introducidos como las condiciones de contorno para el modelo considerado.

MODELO MATEMÁTICO

El modelo matemático del ecosistema de la ciénaga esta conformado por dos bloques:

- **Bloque hidrodinámico:** Describe la dinámica del agua y del transporte de sustancias pasivas y conservativas bajo distintas condiciones hidro-meteorológicas, teniendo en cuenta los parámetros morfométricos de la cuenca.
- **Bloque de eutrofización y del régimen de oxígeno:** Describe los procesos naturales químicos biológicos, responsables por el balance de la materia y energía en el ecosistema, su nivel trófico y sapróbico. En este bloque se describen los procesos de producción-descomposición de la materia orgánica, utilización de los

nutrientes por fitoplancton y su regeneración por bacterioplancton, transformación de la materia y energía pasando por la cadena trófica en el componente biótico del ecosistema.

La unión entre estos dos bloques en el modelo de calidad de agua, se hace mediante la siguiente ecuación de transporte de una sustancia no conservativa C :

$$(CH)_t + (HUC - HD_h C_x)_x + (HVC - HD_h C_y)_y = Q_0 - Q_H + F, \quad (1)$$

donde U y V son componentes por los ejes x e y de la velocidad promediada en la vertical de la corriente, calculada en el bloque hidrodinámico; H es profundidad; t es tiempo; D_h es el coeficiente de difusión turbulenta en horizontal; Q_0 y Q_H son flujos de la sustancia a través de la superficie y el fondo; F son fuentes internas de C , relacionadas con las reacciones químico-biológicas en el ecosistema. Los índices ' x ', ' y ' y ' t ' significan las respectivas derivadas.

En cada paso temporal se resuelve un sistema de ecuaciones de transporte de las sustancias no conservativas. El número de ecuaciones del tipo (1) en este sistema corresponde a la cantidad de los componentes simulados del ecosistema. La parte derecha de estas ecuaciones contiene funciones no conservativas $F(C, x, y, t)$ para cada elemento i del ecosistema. Estas funciones presentan las sumas algebraicas de los términos determinados con base en el balance para los flujos locales de la materia entre los componentes del modelo, relacionados con diferentes reacciones (bio)químicas y las interacciones biológicas:

$$dC_i/dt = F_i,$$

donde la derivada va a significar la variación interna en cada punto local independiente de la variación espacial.

Bloque hidrodinámico

Debido a que la profundidad promedio de la Ciénaga Grande de Santa Marta es 1.6 metros, la dinámica es descrita de acuerdo a la teoría de aguas someras. Las ecuaciones básicas del bloque hidrodinámico del modelo son:

$$\begin{aligned} (HU)_t + (H\theta_{uu}UU)_x + (H\theta_{uv}UV)_y = \\ = -gHh_x - \alpha_0 HP_{a'y} + fHV + (2A_h HU_x)_x + \\ + (A_h H[V_x + U_y])_y + \tau_{sx} - \tau_{bx} \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} (HV)_t + (H\theta_{uv}UV)_x + (H\theta_{vv}VV)_y = \\ = -gHh_y - \alpha_0 HP_{a'y} - fHU + (2A_h HV_y)_y + \\ + (A_h H[V_x + U_y])_x + \tau_{sy} - \tau_{by} \end{aligned} \quad (3)$$

$$h_t + (HU)_x + (HV)_y = R - E \quad (4)$$

donde $H = d + h$; d es la profundidad local; h , las elevaciones de agua; f , el parámetro de Coriolis; P_a , la presión atmosférica; g , la gravedad; α_0 , el volumen específico de agua; A_h , la turbulencia horizontal; τ_{sx} y τ_{sy} son componentes de la tensión superficial del viento; τ_{bx} y τ_{by} son tensiones del fondo; E es la proporción de evaporación; R es la precipitación.

Los siguientes términos:

$$\begin{aligned} \theta_{uu} = \int_0^1 (uu/UV) d\sigma, \quad \theta_{uv} = \int_0^1 (uv/UV) d\sigma \\ , \quad \theta_{vv} = \int_0^1 (vv/UV) d\sigma, \end{aligned}$$

salen de la integración de las ecuaciones básicas 3-D para los componentes u , v y w con respecto a la coordenada vertical ($\sigma = z/H$), del fondo ($\sigma = 0$) a la superficie ($\sigma = 1$). Estas expresiones, cuando difieren de la unidad, sirven para parametrizar (analíticamente) la estructura vertical de flujo para el modelo 2-D, y se encuentra que no hay ninguna necesidad de aumentar (artificialmente) la turbulencia horizontal para describir el efecto de dispersión vertical en cálculos de profundidad-promediados (Rodi, 1993).

Estos parámetros pueden escribirse como:

$$\begin{aligned} \theta_{uu} = \int_0^1 \varphi_u^2(\sigma) d\sigma, \quad \theta_{uv} = \int_0^1 \varphi_u(\sigma) \varphi_v(\sigma) d\sigma, \\ , \quad \theta_{vv} = \int_0^1 \varphi_v^2(\sigma) d\sigma, \text{ donde } \varphi_u(\sigma) = u/U, \quad \varphi_v(\sigma) = v/V \text{ y} \\ \int_0^1 [\varphi_u(\sigma), \varphi_v(\sigma)] d\sigma = 1 \end{aligned}$$

Para el perfil logarítmico,

$$\varphi_u(\sigma) = \varphi_v(\sigma) = \frac{\ln(\sigma H / z_0)}{\ln(\sigma H / z_0) - 1}$$

donde z_0 es un parámetro de rugosidad.

Las ecuaciones (1)-(4) se han promediado también para el ancho del flujo en el caso de los canales angostos (Hess, 1989). En otras palabras, cuando el dominio de cálculo es de la escala de malla, entonces se utilizan directamente las ecuaciones (1)-(4), y cuando el dominio es de la subgrilla se aplican las ecuaciones integradas por el ancho variable. Esto es necesario para la Ciénaga Grande de Santa Marta debido a la presencia de los cauces estrechos del Complejo Cenagoso de Pajarales.

El sistema (1)-(4) requiere las condiciones de contorno. Por ello, en las fronteras del mar abierto se definen los patrones de los campos oceánicos si el flujo esta entrando al dominio del cálculo; se utilizan las condiciones del cálculo en el caso inverso:

$$C = \begin{cases} C^*, & \text{if } \vec{V}\vec{n} \leq 0 \\ f(C), & \text{if } \vec{V}\vec{n} > 0 \end{cases} \quad (5a)$$

donde C^* es el patrón oceánico para la sustancia C ; $f(C)$ es una función de la extrapolación de los nodos del dominio al límite abierto (Orlanski, 1976); $\vec{V}\vec{n}$ es la proyección normal del vector actual en la vecindad del límite abierto.

Se ha preestablecido el comportamiento del nivel del mar, determinado por las oscilaciones de la marea con la amplitud (h_0) de 20 cm y reflejo de ondas largas, se especifica como sigue:

$$h = h_0 + \vec{V}\vec{n} \sqrt{\frac{H}{g}}. \quad (5b)$$

En la entrada de las fuentes de contaminación se dan flujos Q_r de agua y las descargas Q_C de las sustancias estudiadas:

$$U = Q_r / (Hb_x \Delta) \text{ ó } V = Q_r / (Hb_y \Delta); \quad (6)$$

$$(\vec{V}\vec{n})C - D_h \partial C / \partial \vec{n} = Q_C$$

donde b_x y b_y son los anchos adimensionales de los canales con respecto al tamaño con respecto al tamaño (Δ) de celda de la malla de cálculo.

Las ecuaciones (1)-(4) junto con las condiciones del límite (5)-(6) se realizan por el método de las diferencias finitas. Las ecuaciones hidrodinámicas se han aproximado al esquema de Abbott (Sobey, 1970) y la ecuación de transporte por el esquema de Flujo Corregido de Transporte (Boris & Book, 1976).

Bloque de eutrofización y del régimen de oxígeno

El funcionamiento del ecosistema de la CGSM se describe teniendo en cuenta en la dinámica de las siguientes características agregadas a su estado: B_f – fitoplancton; B_b – bacterioplancton; B_z – zooplancton; B_{org} – materia orgánica muerta (MOM); C_{PO4} – fosfatos; C_{NH4} – amonio; C_{NO2} – nitritos; C_{NO3} – nitratos; C_{O2} – oxígeno disuelto.

Fitoplancton, B_f , [$mgC\ m^{-3}$]

El aumento de biomasa de fitoplancton es el resultado de la fotosíntesis, mientras que su disminución está causada por mortalidad natural, gastos respiratorios de las células, su precipitación gravitacional y el consumo por zooplancton. La producción de fitoplancton se limita por luz (transparencia de agua) y por el contenido de los nutrientes. Estos procesos se presentan como

$$\frac{dB_f}{dt} = (1 - \gamma_f)\sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) - \mu_f B_f - \frac{W_g}{H} B_f - G_f B_z, \quad (7)$$

$$\sigma_f = V_f^{max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO4}), \quad (7a)$$

$$(7b)$$

$$f_1(I) = \frac{2.718}{H\alpha} [\exp(-R_H) - \exp(-R_0)], \quad R_0 = \frac{I_0}{I_{opt}}, R_H = R_0 \exp(-\alpha H),$$

$$f_2(C_N, C_{PO4}) = \min \left\{ \frac{C_N^2}{Ck_N^2 + C_N^2}, \frac{C_{PO4}^2}{Ck_{PO4}^2 + C_{PO4}^2} \right\}, \quad (7c)$$

$$C_N = C_{NH4} + C_{NO2} + C_{NO3},$$

Aquí, σ_f es tasa específica de crecimiento de fitoplancton, [h^{-1}], que depende de la luminosidad I y del contenido de los nutrientes – formas minerales del nitrógeno C_N y fósforo C_{PO4} ; V_f^{max} es la tasa máxima posible de crecimiento de fitoplancton, [h^{-1}]; I_0 es flujo de la radiación solar fotosintética activa a través de la superficie del mar, [Wm^{-2}]; I_{opt} es la luminosidad óptima para fotosíntesis, [Wm^{-2}]; ck_N , ck_{PO4} son constantes de semi-saturación de la intensidad del proceso de utilización de las formas minerales de nitrógeno y fósforo por fitoplancton, [$mg l^{-1}$]; α es coeficiente integral de extinción de luz con la profundidad [m^{-1}]; γ_f es parte de producción de fitoplancton que se va para abastecimiento de su funcionamiento (respiración); μ_f es la tasa específica de mortandad natural de fitoplancton, [h^{-1}]; W_g es la velocidad de caída de las células por gravedad, [$m\ h^{-1}$]. El tiempo t está en horas.

Bacterioplancton B_b , $[mgC\ m^{-3}]$

Así mismo, como el fitoplancton, este elemento juega un papel fundamental en el funcionamiento del ecosistema. Su participación está cerrando el ciclo de los nutrientes en el ecosistema. Las bacterias utilizan la materia orgánica autóctona y alóctona como una fuente de materia y energía. Además, como resultado de la actividad metabólica bacteriana, las formas minerales de nitrógeno y fósforo se regeneran. Para satisfacer a sus requerimientos energéticos, las bacterias están oxidando bioquímicamente tres veces más la materia orgánica muerta que se requiere para la construcción de sus células. La producción de bacterias se define por la disponibilidad de la materia orgánica muerta, condiciones térmicas y del oxígeno. La pérdida de biomasa de bacterias se sucede por la mortandad natural y el consumo por zooplancton. La respectiva ecuación es

$$\frac{dB_B}{dt} = \left[V_b^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} - \mu_B \right] B_B - G_2 B_Z \quad (8)$$

donde V_b^{max} es tasa máxima posible del crecimiento de bacterias, $[h^{-1}]$;

$\mu_b = V_b^{max} \frac{B_b}{B_b^{max}}$ es tasa específica de mortandad

natural de bacterias, $[h^{-1}]$; B_b^{max} es biomasa máxima posible de bacterias, $[mgC\ m^{-3}]$; Bk_{org} es constante de semisaturación de crecimiento, igual a la concentración del sustrato bajo la cual la tasa específica real del crecimiento de bacterias es la mitad de la máxima, $[mgC\ m^{-3}]$; $\epsilon_{ing} = f(C_{O_2})$ es el parámetro de inhibición de los procesos de oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta y nitrificación por el déficit del contenido de oxígeno en el agua del mar ($0 \leq \epsilon_{ing} \leq 1$), que se calcula según la formula: $\epsilon_{ing} = C_{O_2} / (C_{O_2} + Ck_{O_2})$ donde Ck_{O_2} es constante de semisaturación del proceso, $[mg\ l^{-1}]$.

Zooplancton B_z , $[mgC\ m^{-3}]$

Se supone que la base alimenticia para el zooplancton es el fitoplancton, la materia orgánica muerta y las bacterias. Se tiene en cuenta también la posibilidad del consumo propio de un grupo de zooplancton por el otro. La disminución del contenido de zooplancton se presenta por su respiración y la mortandad natural. La ecuación correspondiente es

$$\frac{dB_z}{dt} = (\omega_1 G_2 + \omega_2 G_2 + (\omega_3 - 1) G_3 + \omega_4 G_4 - \gamma_z - \mu_z) B_z, \quad (9)$$

$$\text{donde } G_j = g \frac{p_j B_j}{BK + \sum_{k=1}^4 (p_k B_k)}, \quad j = 1 \dots 4; \quad p_j = \frac{\rho_j B_j}{\sum_{n=1}^4 \rho_n B_n}; \quad p_k = \frac{\rho_k B_k}{\sum_{n=1}^4 \rho_n B_n};$$

$$B_1 = B_f; B_2 = B_b; B_3 = B_z; B_4 = B_{org}$$

Aquí, V_z^{max} es la tasa específica máxima posible de crecimiento de zooplancton, $[h^{-1}]$; γ_z es la tasa específica de excreciones metabólicas de zooplancton, $[h^{-1}]$; μ_z es la tasa específica de mortandad natural de zooplancton, $[h^{-1}]$; G_j es la tasa de consumo de fitoplancton ($j=1$), bacterioplancton ($j=2$) y materia orgánica muerta ($j=3$) por zooplancton, representando su base alimenticia, $[mgC\ m^{-3}h^{-1}]$; ω_j son coeficientes de utilización de los alimentos por zooplancton en su crecimiento; ρ_i y ρ_k , p_i y p_k son coeficientes de selectividad en el consumo de distintos tipos de alimentación por el zooplancton; BK es constante de semisaturación por los alimentos en el proceso de crecimiento de zooplancton, $[mgC\ m^{-3}]$.

Materia orgánica muerta B_{org} , $[mgC\ m^{-3}]$

Esta materia aparece como el resultado de mortandad natural de fitoplancton, bacterias, zooplancton y los restos de alimentos no absorbidos por zooplancton. La materia orgánica alóctona proviene de los ríos y las cienagas adyacentes. La respectiva ecuación para este componente es:

$$\begin{aligned} \frac{dB_{org}}{dt} = & \mu_f B_f + \left[(1 - \omega_1) G_1 + (1 - \omega_2) G_2 + (1 - \omega_3) G_3 - \omega_4 G_4 + \mu_z \right] B_z + \\ & + \left[\mu_B - \frac{V_B^{max}}{\theta} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} \right] B_B + Q_{org}^{ext}, \end{aligned} \quad (10)$$

donde θ es coeficiente económico que tiene en cuenta los gastos de la energía para el crecimiento; Q_{org}^{ext} es el aporte de la orgánica alóctona desde las fuentes externas, $[mgC\ m^{-3}h^{-1}]$.

Fósforo de fosfatos, C_{PO_4} , $[mgP\ l^{-1}]$

La variabilidad de fosfatos en la capa fótica se define por la intensidad de su consumo por parte del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y por la regeneración de este elemento en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta por bacterias. Además, hay que considerar las excreciones del fito- y zooplancton durante la respiración. Se tiene en cuenta el flujo de fosfatos hacia los sedimentos del fondo, el cual se forma como el resultado de descomposición de la materia orgánica acumulada en los sedimentos. La ecuación es

$$\begin{aligned} \frac{dC_{PO_4}}{dt} = & \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} B_B + \right. \\ & + \gamma_z B_z - (1 - \gamma_f)^* \\ & \left. * \sigma_f(I_z, C_{PO_4}, C_N) B_f \right] \beta_{P/C} \beta_{m3/L} + Q_{PO_4}^{ext} + Q_{PO_4}^H, \end{aligned} \quad (11)$$

donde $\beta_{P/C}$ es coeficiente estequiométrico de traspaso de mgC a mgP , $[mgP \text{ } mgC^{-1}]$, para la materia orgánica muerta B_{org} ; Q_{org}^{ext} es la entrada de fosfatos de las fuentes externas, $[mgP \text{ } l^{-1}h^{-1}]$; Q_{PO4}^H es tasa de cambio de concentración de fosfatos por el intercambio de su masa entre el agua y los sedimentos del fondo, $[mgP \text{ } l^{-1}h^{-1}]$; $\beta_{m3/L} = 0.001$ es coeficiente de traspaso de m^3 a litros, $[m^3 l^{-1}]$. El primer término en la parte derecha de (7) describe la regeneración de fosfatos en el metabolismo de bacterias R_b , teniendo en cuenta que

$$R_b = \left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) P_b$$

Nitrógeno amoniacal, C_{NH4} , $[mgN \text{ } l^{-1}]$

Se consume por el fitoplancton en el proceso de producción primaria de la materia orgánica y se oxida bajo las condiciones aeróbicas hasta los nitratos (la primera fase de nitrificación). Esta forma del nitrógeno mineral es la preferible en la absorción por el fitoplancton. La formación del contenido del amonio en el medio marino ocurre por la mineralización de la materia orgánica muerta con participación de bacterias, por la excreción metabólica en la respiración de fitoplancton y zooplancton y por la interacción con los sedimentos del fondo:

$$\frac{dC_{NH4}}{dt} = \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} B_b + \gamma_z B_z - (\chi - \gamma_f)^* \right. \quad (12)$$

$$\left. + \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \right] \beta_{N/C} \beta_{m3/L} - v_{NI} \epsilon_{ing} C_{NH4} + Q_{NH4}^{ext}$$

donde v_{NI} es tasa específica de la primera fase de nitrificación, $[h^{-1}]$; $\beta_{N/C}$ es coeficiente estequiométrico de traspaso de mgC a mgN , $[mgN \text{ } mgC^{-1}]$, para la materia orgánica muerta B_{org} ; $\chi = C_{NH4} \phi / [\phi C_{NH4} + (1 - \phi) C_{NO3}]$ es la parte del nitrógeno mineral, consumida por el fitoplancton en la forma amoniacal, donde ϕ es coeficiente de preferencia del consumo del amonio por el fitoplancton con respecto a los nitritos y nitratos; Q_{NH4}^{ext} es tasa de variación de la concentración del amonio por el intercambio con el fondo, $[mgN \text{ } l^{-1}h^{-1}]$.

Nitrógeno de nitritos, C_{NO2} , $[mgN \text{ } l^{-1}]$

Es la forma intermedia del nitrógeno mineral en el proceso de nitrificación. Se supone que la variabilidad del contenido de los nitritos en el agua se define por la relación entre la primera y segunda fase de nitrificación y por su absorción en el fitoplancton en el proceso de fotosíntesis:

$$\frac{dC_{NO2}}{dt} = v_{NI} \epsilon_{ing} C_{NH4} - v_{N2} \epsilon_{ing} C_{NO2} - (1 - \chi) \lambda_{NO2} \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} + Q_{NO2}^{ext} \quad (13)$$

Aquí, v_{N2} es tasa específica de la segunda fase de

nitrificación, $[h^{-1}]$; $\lambda_{NO2} = \frac{C_{NO2}}{C_{NO2} + C_{NO3}}$; Q_{NO2}^{ext} es la

entrada de los nitritos desde las fuentes externas, $[mgN \text{ } l^{-1}h^{-1}]$.

Nitrógeno de nitratos, C_{NO3} , $[mgN \text{ } l^{-1}]$

Es el producto final del proceso de nitrificación del nitrógeno mineral y es su forma más estable. Bajo las condiciones aeróbicas en el mar, la concentración de los nitratos se define por la intensidad de su utilización en el fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y su acumulación como el resultado. Bajo las condiciones anaeróbicas, los nitratos se regeneran hasta nitrógeno molecular en el proceso de desnitrificación:

$$\frac{dC_{NO3}}{dt} = v_{N2} \epsilon_{ing} C_{NO2} - (1 - \chi) \lambda_{NO3} \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} + Q_{NO3}^{ext} \quad (14)$$

donde $\lambda_{NO3} = \frac{C_{NO3}}{C_{NO2} + C_{NO3}}$; Q_{NO3}^{ext} es la entrada de los nitratos de las fuentes externas, $[mgN \text{ } l^{-1}h^{-1}]$.

Oxígeno disuelto, C_{O2} , $[mg \text{ } l^{-1}]$

La dinámica del oxígeno disuelto en las aguas del mar se determina por la intensidad del proceso de fotosíntesis, el intercambio con la atmósfera, su consumo en la respiración de bacterias y zooplancton, y también en la nitrificación:

$$\frac{dC_{O2}}{dt} = \left[(\sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) - \gamma_f) B_f - \left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \epsilon_{ing} B_b - \gamma_z B_z \right] \beta_{O2/C} \beta_{m3/L} - (\beta_{O2/NI} v_{NI} C_{NH4} + v_{N2} \beta_{O2/N2} C_{NO2}) \epsilon_{ing} - (Q_{O2}^{bot} \pm Q_{O2}^{atm}) / H. \quad (15)$$

Aquí, $\beta_{O2/C}$ es coeficiente de traspaso de mgC a mgO_2 , $[mgO_2 \text{ } mgC^{-1}]$; $\beta_{O2/NI}$, $\beta_{O2/N2}$ son equivalentes de oxígeno para la primera y segunda fase de nitrificación, respectivamente, $[mgO_2 \text{ } mgN^{-1}]$; Q_{O2}^{bot} es el consumo del oxígeno desde una columna de agua con la base unitaria como resultado de los procesos bioquímicos de oxidación y nitrificación en los sedimentos del fondo, $[mgO_2 \text{ } m^{-2}h^{-1}]$; Q_{O2}^{atm} es el flujo de oxígeno por el intercambio gaseoso con la atmósfera, $[mgO_2 \text{ } m^{-2}h^{-1}]$.

La absorción del oxígeno en el fondo, en la primera aproximación, se puede estimar con ayuda de una fórmula empírica del tipo $Q_{O_2}^{bot} = a(CO_2)^b$ con base en la información sobre el contenido del oxígeno en el agua CO_2 , donde a y b son coeficientes empíricos.

El intercambio de oxígeno con la atmósfera se calcula mediante la siguiente expresión: $Q_{O_2}^{atm} = \zeta_{e,i} n_t n_v (C_{O_2}^s - C_{O_2})$ donde $Q_{O_2}^{atm}$ es el flujo de oxígeno, $[mg\ m^{-2}h^{-1}]$; n_t es coeficiente térmico; n_v es coeficiente integral de viento; $C_{O_2}^s$ es la concentración de saturación del oxígeno, $[mg\ l^{-1}]$; $\zeta_{e,i}$ son coeficientes de invasión (evasión), $[lm^{-2}h^{-1}]$.

El bloque químico-biológico del modelo está basado en la síntesis de los modelos de Fasham et al., (1990), IBSM (1991) y Leonov (1992) para alcanzar la mejor correspondencia entre la complejidad de la estructura matemática del modelo, totalidad y adecuación en la descripción del funcionamiento de distintos componentes del ecosistema y la disponibilidad de los datos de monitoreos ecológicos en la cuenca.

Precalibración

Se efectuó con base en los datos de monitoreo efectuado en la CGSM desde los años 80. Sin embargo, solo a partir del año 1993 (después de la reconstrucción de los canales entre la Ciénaga y el río Magdalena), el monitoreo obtuvo un carácter sistemático. La lista de observaciones incluyó la determinación mensual de los siguientes parámetros: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , O_2 , Si_{O_3} , clorofila "a", seston orgánico, transparencia, temperatura y salinidad de agua. Periódicamente fueron efectuadas campañas hidro-biológicas para determinación de la productividad de fitoplancton dependiendo de los factores que lo afecten (nutrientes, transparencia, biomasa de fitoplancton), la biomasa de fitoplancton y zooplancton, la cantidad de bacterias. Experimentalmente, fueron determinados los flujos del nitrógeno mineral y del fósforo desde los sedimentos hacia el agua.

Una deficiencia principal en la organización de este monitoreo ecológico fue la ausencia de mediciones del contenido de la materia orgánica muerta en el agua, la cual se considera uno de los componentes básicos del ecosistema. Las estimaciones del contenido de la materia orgánica muerta a través de los indicadores de la DBO (demanda biológica de oxígeno), de oxidación de $KMnO_4$ y por el contenido del *detritus* en el seston, fueron iniciadas solo a partir del segundo semestre del año 1999.

Otro aspecto importante, a tener en cuenta en la utilización de los datos del monitoreo en la calibración del modelo, fue la circunstancia de que la mayor cantidad de mediciones hidrobiológicas fue efectuada antes de la reconstrucción de los canales y el aumento del nivel de eutrofización de la Ciénaga. El análisis de datos del monitoreo testifica que después de profundización de los canales en los años 90, el contenido del nitrógeno mineral en las aguas de la CGSM aumentó, disminuyendo su papel como factor limitante de la producción primaria del fitoplancton (Tabla 1).

Tabla 1. Los valores típicos de los parámetros químico – biológicos del ecosistema de la CGSM durante distintos periodos de las observaciones y para los años extremos.

Años	NH_4 , mgN/l	NO_2 , mgN/l	NO_3 , mgN/l	PO_4 , mgP/l	Bf, mgC/l/m ³
1987-88	0.011	0.005	0.005	0.033	65
1993-99	0.06	0.006	0.006	0.09	240
1995-96	0.02	0.005	0.005	0.07	140
1994	0.1	0.007	0.007	0.25	550

En las condiciones actuales, el factor principal limitante es la (baja) transparencia del agua. La concentración promedia del clorofila "a" fue de $70\ mgChl\ a\ m^{-3}$ en los años 80, mientras que en la década de los 90 aumentó de 200 hasta $250\ mgChl\ a\ m^{-3}$. El contenido de fosfatos aunque aumentó de $0.03\ mg\ l^{-1}$ hasta $0.09\ mg\ l^{-1}$, realmente no afectó a la producción primaria del ecosistema, debido a que a partir de los años 80, su concentración superaba las necesidades del fitoplancton.

Calibración del bloque químico-biológico.

En el área de estudio, el ciclo anual de los parámetros extremos que están perturbando el ecosistema (temperatura de agua, cantidad de luz, etc.) se presenta en forma no pronunciada y es comparable por amplitud con las variaciones de periodos cortos (perturbaciones de unos días). El balance de los procesos de producción y descomposición en el ecosistema se cumple no en escala de un año como ocurre en las latitudes altas, sino durante un periodo de unos días. La variabilidad de los componentes del ecosistema es mucho menor en comparación con la de las latitudes altas.

Teniendo en cuenta lo anterior, la calibración del bloque químico-biológico fue efectuada de forma asintótica; es decir, el fin del proceso fue el alcance de un estado estacionario (equilibrado) del ecosistema bajo las condiciones hidrometeorológicas me-

días para todo el año. Este estado se caracterizó como un estado estable de oscilaciones diarias con los valores promedios correspondientes a los datos de mediciones.

En la Tabla 2 se presentan las concentraciones típicas de los componentes químico-biológicos del ecosistema de la CGSM, obtenidas a través de un promedio de los datos de monitoreo de 1993-2000 para el punto central de la Ciénaga.

La estimación preliminar de los parámetros del bloque químico-biológico fue efectuada con base en las fuentes bibliográficas (LGMI, 1979; Parson et al., 1984; GOIN, 1987; IOAN, 1989; Fasham et al., 1990; IBSM, 1991; DHI, 1994) sobre los valores característicos de los parámetros bajo condiciones semejantes a las observadas en la cuenca estudiada.

La primera fase de calibración del modelo fue efectuada en su versión 0-dimensional. Bajo esta formulación, toda la Ciénaga se considera como una sola celda, el volumen y la profundidad corresponden al volumen real y a la profundidad media de la CGSM. La variante 0-D permite obtener el balance neto de los procesos químico-biológicos, sin involucrar la re-distribución espacial de las sustancias, producida por el bloque hidrodinámico. El objetivo principal de la calibración con base en la variante 0-D fue el alcance del ciclo diario de los parámetros químico-biológicos, conocidos por sus valores típicos desde las mediciones (Tabla 2), además de la conservatividad del balance de los procesos de producción-descomposición en el ecosistema bajo las condiciones de luz medias durante un año.

Se supo que la radiación fotosintética activa (Figura 2a) presenta un 50 % de la que penetra en la columna de agua y que se calcula en función de los datos climáticos del comportamiento estacional de la nubosidad y la humedad relativa.

La dependencia del coeficiente de extinción de luz en la columna de agua del contenido de la clorofila "a" (Figura 2b) se dio en forma de una expresión empírica del tipo $\alpha = 2.8 + 0.028 B_f$, obtenida por los datos de la biomasa de clorofila "a" B_f y la transparencia Z_s para el punto central de la Ciénaga. Se supone que el coeficiente de extinción de luz α se relaciona con Z_s a través de $\alpha = 2.3 Z_s$ (Hess, 1989).

Para tener en cuenta el aporte de los ríos y el intercambio de aguas a través de los caños del Complejo cenagoso Pajárales en la formación del régimen hidroquímico de la Ciénaga, se utilizó la siguiente expresión:

$$\frac{dC}{dt} = Q^{ant} = \sum_i \frac{q_i}{W_{TOT}} (C - C_i^{ant}) \quad (16)$$

donde q_i es el caudal de la fuente i , [$m^3 s^{-1}$]; C_i^{ant} concentración en la fuente i y en la celda de la CGSM, correspondientemente; W_{TOT} es el volumen total de la CGSM. Para la versión 0-D no fue tenido en cuenta el intercambio de aguas con el mar.

Los caudales de los ríos y los niveles de agua con respecto del nivel del mar para diferentes períodos del año, se encuentran en las Tablas 3 y 4.

Tabla 2. Valores típicos de los parámetros hidrológicos y químico-biológicos en la CGSM según los datos de mediciones del período de 1993-2000.

Componente	Concentraciones típicas							
	CGSM	Mar	Río Fundación	Río Aracataca	Río Sevilla	Caño Clarín	Caño Tambor	Caño Grande
Temperatura, °C	30	26	31	31	31	30	30	30
Salinidad, S ⁰ /oo	20	35	0	0	0	0	0	0
Transparencia, m	0.4	1.0	0.2	0.1	0.15	0.2	0.3	0.4
Fosfatos (PO ₄), mgP l ⁻¹	0.09	0.05	0.30	0.35	0.35	0.09	0.07	0.12
Amonio (NH ₄), mgN l ⁻¹	0.06	0.02	0.10	0.04	0.10	0.04	0.05	0.08
Nitritos (NO ₂), mgN l ⁻¹	0.006	0.003	0.01	0.01	0.01	0.009	0.006	0.01
Nitratos (NO ₃), mgN l ⁻¹	0.04	0.09	0.10	0.20	0.19	0.06	0.04	0.15
Oxígeno (O ₂), mg l ⁻¹	6	5.0	1.1	3.2	0.9	4.0	4.5	5
Materia orgánica muerta, mgO ₂ l ⁻¹	20	12.0	17.0	16.0	15.0	20	19.0	20
Fitoplancton, mgCh "a" m ⁻³	240	40.0	60.0	10.0	40.0	120	160	250
Bacterioplancton, mgC m ⁻³	1300	1000	1400	1400	1400	1300	1300	1300
Zooplancton, mgC m ⁻³	3400	2500	2000	2000	2000	2500	3600	3600

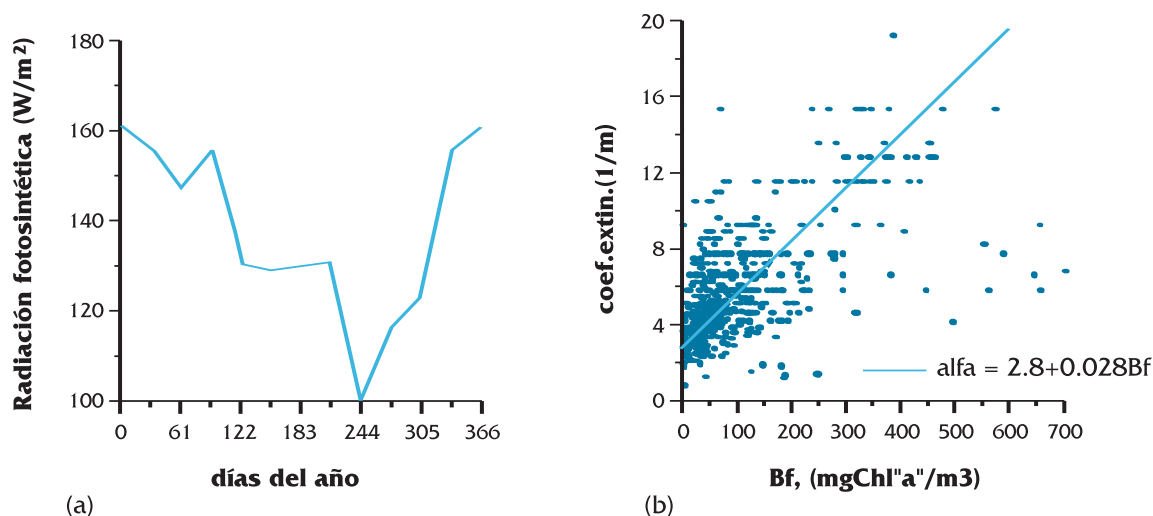


Figura 2. Variabilidad estacional de la radiación fotosintética activa (en $W\ m^{-2}$) (a) y una relación empírica entre el coeficiente de extinción de luz y la concentración de clorofila A (en $mg\ Cl\ "A"\ m^{-3}$) en las aguas de la CGSM (b).

Tabla 3. Caudales (en m^3s^{-1}) de los ríos según las mediciones.

Ríos	Época seca (marzo)	Época menor de lluvias (mayo)	Época menor seca (julio)	Época de lluvias (octubre)
Río Fundación	11.4	70.0	25.0	38.0
Río Aracataca	1.3	1.5	3.0	7.0
Río Sevilla	6.6	86.0	20.0	61.0
Río Ají	0.5	1.0	0.5	2.0

Tabla 4. Niveles de agua (m) en los extremos externos de los caños de comunicación entre la CGSM y el sistema de otras ciénagas, calculados con base en el modelo hidráulico (DNP-CORPAMAG, 1993).

Caños	Época seca (marzo)	Época menor de lluvias (mayo)	Época menor seca (julio)	Época de lluvias (octubre)
Grande	-0.03	0.06	0.02	0.17
Clarín	-0.11	0.04	0.02	0.23
Tambor	-0.05	0.07	0.02	0.18

En el proceso de calibración fueron determinados los valores de las constantes del modelo, bajo los cuales, empezando desde un cierto momento, ha ocurrido la estabilización del comportamiento regular diario de los elementos del ecosistema. En este comportamiento estacionario, los valores correspondientes a las horas de la mañana deben corresponder a los datos de la Tabla 2, debido a que durante estas horas fueron tomados usualmente los datos. La intercalibración de las constantes del modelo, cuando sus valores corresponden al balance diario de los procesos de producción-descomposición para las concentraciones equilibradas de las biomásas, fue efectuada dentro de los rangos de su variabilidad, establecido preliminarmente por los datos bibliográficos. Para la determinación de los

constantes de la producción primaria de fitoplancton, fueron utilizados los datos de observaciones de la productividad.

La calibración de la variante 0-D fue realizada tanto para las condiciones de los años 80, cuando el nitrógeno mineral jugaba un papel en la limitación de la productividad del ecosistema, como para los años 90, cuando su rol prácticamente se acabó. Se encontró que para el traspaso entre los estados estacionarios de los años 80 y 90 se tiene la necesidad de corregir los siguientes parámetros: 1) proporción entre el carbón orgánico y la clorofila "a" en las células de fitoplancton (disminuido 3 veces); 2) la tasa de crecimiento y 3) la tasa de mortandad natural de fitoplancton (los valores de los últimos dos parámetros fueron incrementados un 20 %). También, fueron incrementados varias veces los flujos de nutrientes y del oxígeno hacia los sedimentos. Estos cambios corresponden a los conocimientos teóricos sobre las alteraciones del ecosistema bajo un aumento de su nivel trófico. Se sabe que en estas circunstancias se desarrollan con mayor velocidad las especies de algas más pequeñas, que se caracterizan por un alto contenido relativo de clorofila "a" y presentan un ciclo de vida más corto. El aumento de la producción del ecosistema bajo las condiciones de eutrofización está causando un aumento del flujo de la materia orgánica hacia los sedimentos y del flujo de los productos de su descomposición desde el fondo.

La dinámica de algunos componentes del ecosistema hasta de llegar a un estado estacionario, correspondiente a los años 90, se presenta en la Figura 3. Los valores de los constantes finalmente aceptados en el modelo se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Valores de las constantes del modelo de la CGSM, obtenidos como el resultado de su calibración con base en la información bibliográfica y los datos de mediciones.

SIMBOLO	VALOR		UNIDAD	SIMBOLO	VALOR		UNIDAD
	años 80	años 90			años 80	años 90	
V_f^{max}	8.0	10.0	dia^{-1}	$\beta_{P/C}$	0.024	0.024	$mgP \cdot mgC^{-1}$
Ck_{po4}	0.006	0.006	$mgP \cdot l^{-1}$	$\beta_{N/C}$	0.176	0.176	$mgN \cdot mgC^{-1}$
Ck_N	0.025	0.025	$mgN \cdot l^{-1}$	$\beta_{C/Cl} "A"$	45	18	$mgC \cdot mgCl^{-1}$
γ_f	0.3(0.1)*	0.2(0.1)*	-	$\beta_{O2/C}$	2.67	2.67	$mgO_2 \cdot mgC^{-1}$
μ_f	0.5	0.5(0.4)*	dia^{-1}	$\beta_{O2/N1}$	3.4	3.4	$mgO_2 \cdot mgN^{-1}$
I_{opt}	95	95	$W \cdot m^{-2}$	$\beta_{O2/N2}$	1.1	1.1	$mgO_2 \cdot mgN^{-1}$
V_b^{max}	1.5	1.5	dia^{-1}	v_{N1}	0.3	0.3	$mgO_2 \cdot mgC^{-1}$
Bk_{org}	3750	3750	$mgC \cdot m^{-3}$	v_{N2}	3.0	3.0	$mgO_2 \cdot mgC^{-1}$
B_b^{max}	2500	2500	$mgC \cdot m^{-3}$	ϕ	0.95	0.95	-
Ck_{O2}	1.0	1.0	$mg \cdot l^{-1}$	$\beta_{m3/L}$	0.001	0.001	$m^3 l^{-1}$
θ	0.33	0.33	-	a	7.0(12.0)*	12.0(27.0)*	$mgO_2 \cdot m^{-2} h^{-1}$
g	0.75	0.75	dia^{-1}	b	0.66	0.66	-
γ_z	0.1	0.1	dia^{-1}	ξ_e	22.0	22.0	$l \cdot m^{-2} h^{-1}$
μ_z	0.07	0.12 (0.07)*	dia^{-1}	ξ_i	11.5	11.5	$l \cdot m^{-2} h^{-1}$
BK	4150	4150	$mgC \cdot m^{-3}$	Q_{PO4}^{ext}	0.066 (0.075)*	0.319 (0.35)*	$mgP \cdot m^{-2} h^{-1}$
ω_i $i=1, \dots, 4$	0.6	0.6	-	Q_{NH4}^{ext}	1.694 (0.593)*	2.88 (2.67)*	$mgN \cdot m^{-2} h^{-1}$
ρ_f	0.5	0.5	-	Q_{NO2}^{ext}	0.	0.	$mgN \cdot m^{-2} h^{-1}$
ρ_b	0.2	0.2	-	Q_{NO3}^{ext}	0.	0.	$mgN \cdot m^{-2} h^{-1}$
ρ_d	0.2	0.2	-	w_g	0.1	0.1	$m \cdot dia^{-1}$
ρ_z	0.1	0.1	-				

* - Los valores, utilizados en la variante 2-D del modelo.

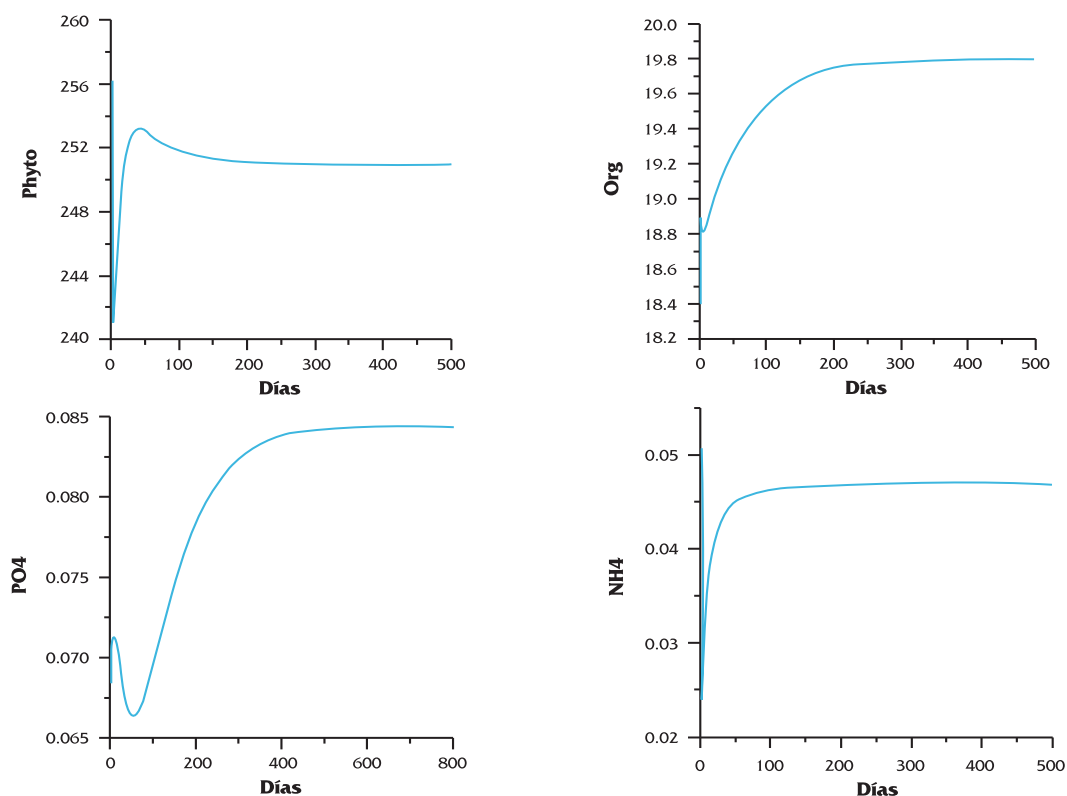


Figura 3. Dinámica de los componentes del modelo en el proceso de estabilización de la solución bajo los impactos externos fijos naturales y antropogénicos.

MODELO NUMERICO DE CALIDAD DE AGUAS PARA LA CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA

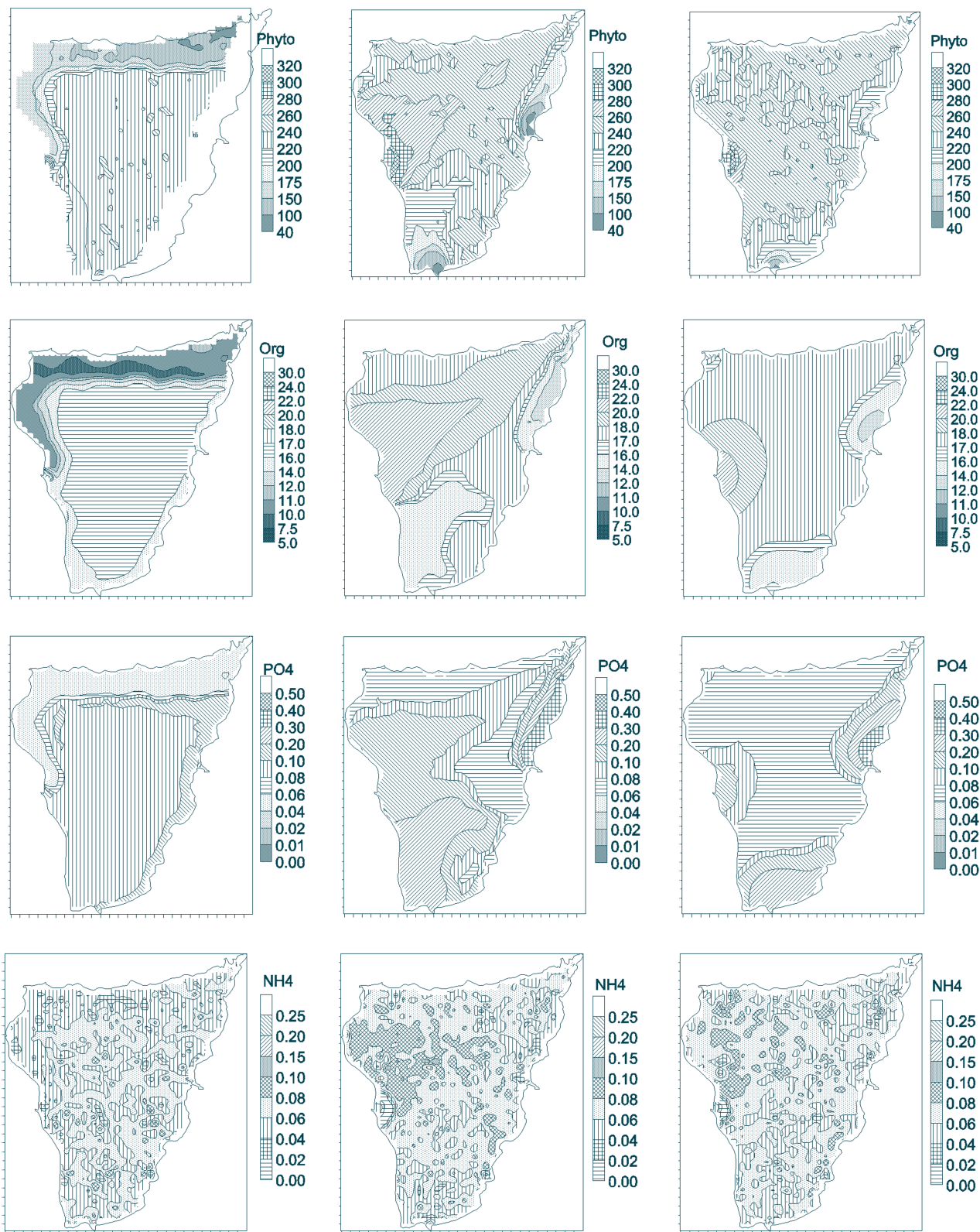


Figura 4. Distribuciones típicas simuladas de la biomasa de fitoplancton ($\text{mg Cl}^- \text{A}^- \text{m}^{-3}$) (a), la materia orgánica muerta ($\text{mgO}_2 \text{ l}^{-1}$) (b), fosfatos (mgP l^{-1}) (c), nitrógeno de amonio (mgN l^{-1}) (d) en el mes de marzo (I), mayo (II) y julio (III).

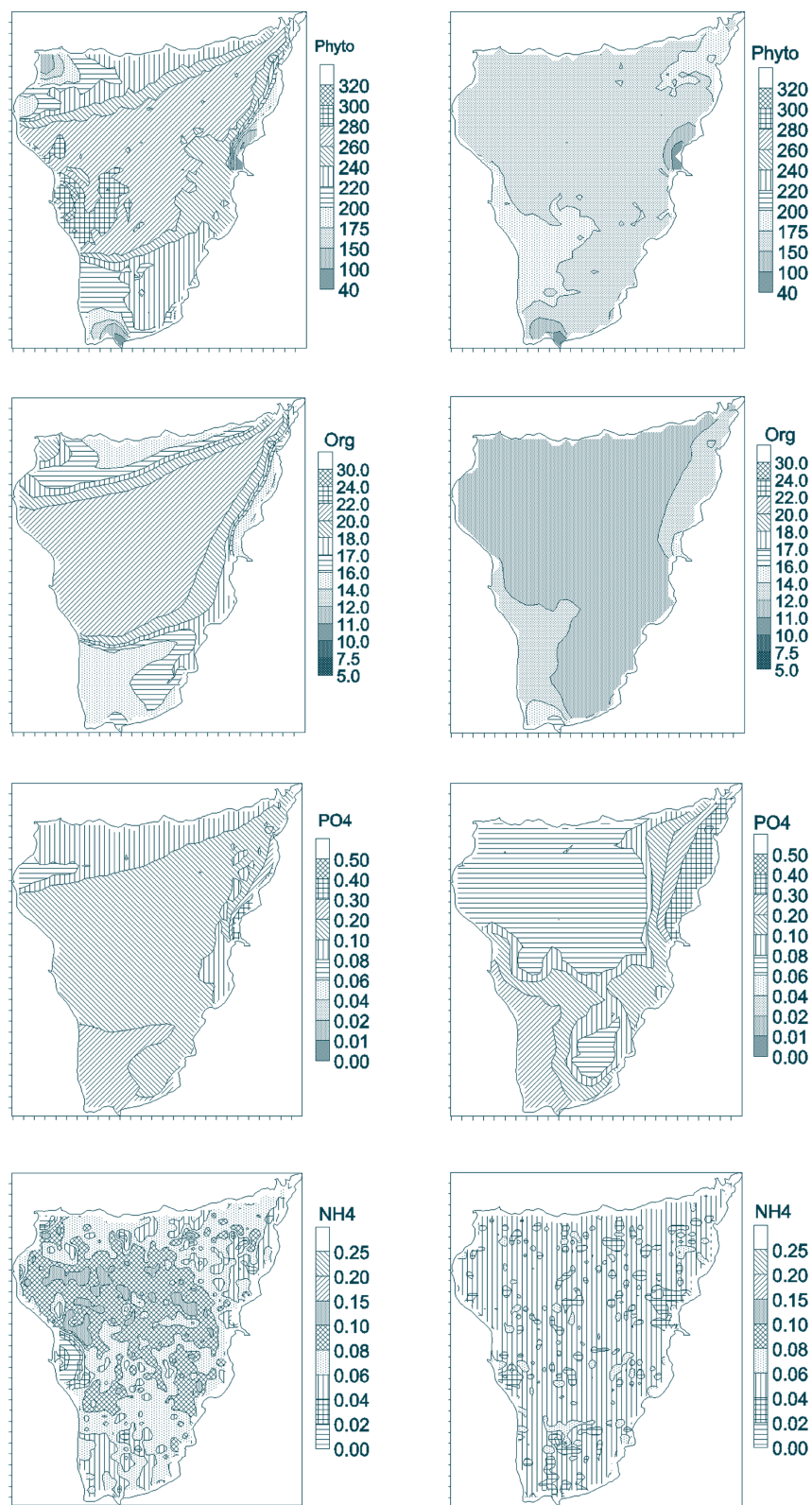


Figura 5. Distribuciones típicas simuladas de la biomasa de fitoplancton ($\text{mg Cl}^{-1} \text{A}^{-1} \text{m}^{-3}$) (a), la materia orgánica muerta ($\text{mgO}_2 \text{l}^{-1}$) (b), fosfatos (mgP l^{-1}) (c), nitrógeno de amonio (mgN l^{-1}) (d) para el mes de octubre (época de lluvias), correspondientes a la situación actual (I) y después del cierre hipotético de los caños (II).

Resultados de cálculo.

Los experimentos numéricos fueron efectuados con la versión 2-dimensional, conformado por dos bloques: el hidrodinámico con el transporte de una sustancia conservativa y pasiva y el químico-biológico (0-D variante del modelo). Los bloques trabajan con distinta sincronización temporal: el bloque hidrodinámico con un paso de 20 seg., mientras que el químico-biológico con 1 hora. Esto está relacionado, por un lado, con diferencias en las escalas temporales de los procesos, y, por el otro, con un aumento de eficiencia de cálculo del modelo. En los experimentos se utilizó una malla espacial de 138 por 156 nodos con un paso de 200 m. El coeficiente de difusión turbulenta en horizontal fue igual a $0.06 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, de acuerdo con la fórmula de Okubo (Rodi, 1993). En el momento de unificación de los bloques, fue necesaria una corrección de las constantes del bloque químico-biológico por la apariencia de las dimensiones, además, el intercambio con el mar fue incluido.

Los cálculos fueron efectuados para los cuatro meses del año: marzo, mayo, julio y octubre. La duración de cada uno fue de 20 días. Como mostraron los experimentos con la versión 2-D, este lapso es suficiente para el establecimiento de las distribuciones espaciales de los componentes del ecosistema. Los resultados de cálculos para estos meses se presentan en la Figura 4. En estos resultados se observa que en la época seca la productividad de fitoplancton se limita por un bajo contenido del nitrógeno mineral, debido a que su aporte por los ríos en esta época es mínimo, además que los flujos de agua a través de los caños están dirigidos desde el mar a través de la CGSM a las ciénagas adyacentes. Las aguas marinas, relativamente puras, con un bajo contenido de nutrientes y materia orgánica penetran en la parte central de la Ciénaga.

Durante la época menor de lluvias, el caudal de los ríos aumenta bruscamente y los flujos en los caños están dirigidos hacia la CGSM. Debido a que durante este período del año el nivel de agua en la Ciénaga es mas alto que en el mar, el intercambio con el último prácticamente no juega ninguna importancia en el transporte de contaminantes.

Durante el mes de julio, los caudales de los ríos están cerca a sus valores medios anuales y los niveles en la CGSM corresponden más al nivel del mar. Como resultado, el nivel de eutrofización disminuye en comparación con lo observado en el mayo, pero todavía está superando los valores obtenidos para la época seca (marzo).

En octubre, el río Magdalena es el principal proveedor de nutrientes y materia orgánica muerta que llega a través del sistema de caños y lagunas. Durante la época de lluvias la contaminación de la CGSM es máxima.

El problema actual de la CGSM es la entrada no controlada de una cantidad abundante del agua dulce del río Magdalena durante las épocas lluviosas. Este problema se podría solucionar con obras de ingeniería, consistentes en la construcción de esclusas, que permitan manejar el aporte del río para las ciénagas, manteniendo las condiciones del mar en la Ciénaga Grande y las condiciones de agua dulce en las demás.

La Figura 5 muestra los resultados de cálculo para la época de lluvias (mayor dulcificación) asumiendo que los caños Grande, Tambor y Clarín están cerrados. Se ve que en este caso la situación ecológica se mejora para la CGSM, debido a que el contenido de la materia orgánica en las aguas y su dulcificación se disminuyen.

CONCLUSIONES

La información del monitoreo de 20 años se utilizó para formulación del modelo ecológico presentado en este artículo para la CGSM, donde se logró establecer las distribuciones espaciales de los componentes del ecosistema de la Ciénaga.

Se logró la calibración del bloque químico-biológico llegando a obtener la siguiente secuencia:

Determinación de las constantes que definen las tasas específicas de los procesos químico-biológicos y los límites de su variabilidad según las fuentes bibliográficas.

Interajuste de las constantes del modelo, el cual abastece el balance de los procesos de producción-descomposición de la materia orgánica bajo los valores típicos de los componentes bióticos y abióticos del ecosistema. Se hace con base en la variante 0-D del modelo.

Corrección de las constantes del bloque químico-biológico en el momento de su unificación con el bloque hidrodinámico en un solo modelo 2-D. Se efectuó comparando los datos de observaciones con los componentes del ecosistema obtenidos para distintos períodos del año.

Las constantes calibradas determinan las tasas de los procesos de transformación de la materia y energía, donde participan los componentes bióticos.

El carácter de la distribución espacial de los elementos del ecosistema se define por los siguientes factores: diferencia en los niveles de agua en el mar, en la CGSM y en los caños, además de cambios de caudales de los ríos y la intensidad de la radiación solar. El intercambio entre la CGSM y el río Magdalena a través del sistema de las ciénagas afecta más al funcionamiento del ecosistema que el aporte de los ríos.

Las concentraciones más bajas de los elementos del ecosistema se observan durante la época seca, cuando las aguas relativamente más amplias entran a la CGSM. En los períodos de las lluvias intensas, las fuentes de contaminación no solamente son los ríos, sino también las ciénagas adyacentes, conectadas con el río por el sistema de los caños. El mes que más se acerca a las condiciones promedias anuales es el mes de julio.

El modelo se convierte en una herramienta muy útil, para la búsqueda y aprobación de alternativas de mejoramiento de la calidad de aguas y la conservación de productividad de la cuenca.

REFERENCIAS

- Boris, J.P. and Book, D.L. (1976). Flux-corrected transport. III. Minimal-error FCT algorithms. *J. Comp. Physics*, 20, pp. 397-431.
- DHI (1994). User Guide and Reference Manual Water Quality Module, release 2-4 MIKE21, Danish Hydraulic Institute.
- DNP-CORPAMAG (1993). Plan de recuperación del complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Diseño obras hidráulicas. Informe final. Bogota. Colombia.
- Fasham, M.J.R., Ducklow, H.W., McKelvie, S.M.A. (1990). Nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. *Journal of Marine Research*, 48, pp. 591-639.
- GOIN-Instituto Oceanográfico Estatal (1987). Modelación de los componentes del ecosistema. Problemas de investigación y modelación matemática del ecosistema del Mar Báltico. vol 3., Rusia, Leningrado, Hidrometeoizdat, 255 p.
- Hess, K.W. (1989). MECCA - Programs Documentation. NOAA, Technical Report NESDIS 46, Washington, D.C.
- IBSM (1991). Modelación de los procesos de autodepuración del agua de las zonas litorales al mar. Ucrania, Sevastopol, 227 p.
- IOAN-Instituto de Oceanología (1989). Modelos de los procesos oceánicos. Rusia, Moscú, 366 p.
- Leonov, A.V. (1992). Coupled biotransformation of nitrogen and phosphorous compounds. In: *Modelling of Water Resource Systems (Ecological-Economical Aspects)*. IVP RAN, Moscow, pp. 115-124 (in Russian).
- LGMI-Instituto Hidrometeorológico de Leningrado (1979). Modelación de los procesos de transporte y transformación de las sustancias en el mar. Rusia, Leningrado, Hidrometeoizdat, 290 p.
- Orlanski, I. (1976). A simple boundary condition for unbounded hyperbolic flows. *J. Comput. Phys.* 21 (3), pp. 251-269.
- Parsons, T.R., Takahashi, M. and Hargrave, H. (1984). *Biological oceanographic processes*. Oxford, New York, Pergamon Press, 324 p.
- Rodi, W. (1993). *Turbulence Models and Their Application in Hydraulics. A State-of-the Art Review*, 3rd edition. A.A. Balkema, Rotterdam, 104 p.
- Sobey, R.J. (1970). Finite-difference schemes compared for wave-deformation characteristics in mathematical modeling of two-dimensional long-wave propagation. *U.S. Army Corps of Eng., Coastal Eng. Res. Center Techn. Mem.*, 32, 29 p.