

MODELO MATEMÁTICO DEL ECOSISTEMA DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA

Yuri S. Tuchkovenko y Luis Alfredo Calero.

RESUMEN

Se describe detalladamente la estructura y calibración del bloque químico-biológico de un modelo matemático bidimensional, de un ecosistema de aguas someras. Este modelo incluye las ecuaciones de equilibrio para los componentes del ecosistema tales como: 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 de un ecosistema en la Ciénaga Grande de Santa Marta, para cada época de año.

PALABRAS CLAVE: Modelo matemático, Ecosistemas marinos, Ciénagas, Ecuaciones.

ABSTRACT

Mathematical model of the Ciénaga Grande de Santa Marta ecosystem. The structure of the chemical – biological block of two-dimensional mathematical model of ecosystem and shallow reservoir and his methods of calibration is described in detail. The model includes the balance equations for the following components of ecosystem: phytoplankton, bacteria, zooplankton, dead (organic) matter, phosphate, ammonium, nitrite, nitrate and dissolved oxygen. Results of calculations of spatial distribution of several components of the ecosystem for the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon (Colombia) in various seasons of year are given.

KEY WORDS: Mathematical model, Marine ecosystems, Coastal lagoon, Equations.

INTRODUCCIÓN

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) hace parte de uno de los ecosistemas laguno – estuarinos mas importantes de la cuenca del Caribe tanto a nivel 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 aguas es de 423 km² y la profundidad promedio es de 1,6 m (Figura 1). Por el norte se comunica con el Mar Caribe por un canal (Boca de la Barra) a través de la Isla Salamanca, con una anchura aproximada 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 mas de un metro sobre el cero hidrográfico, dependiendo del volumen de agua continental que entra al sistema. La marea del Caribe en la región es una mezcla de diurna y semidiurna de amplitud irregular pero débil, fluctúa entre 20 y 30 cm y raras veces supera los 50 cm. Por el oriente y suroriente, la CGSM limita con el piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta de donde provienen los ríos Frío, Sevilla, Aracataca, Fundación, Ají, los cuales desembocan a 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. A su vez Complejo Pajarales esta comunicada con el Río Magdalena por una serie de caños.



Figura 1. Esquema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Complejo Pajarales, caños y ríos.

El clima de la región es semiárido, presenta cuatro épocas climáticas: seca (diciembre a abril), periodos lluvioso menor (mayo-junio), seco menor (julio-agosto), y época de lluvias (septiembre-noviembre). El área esta influida 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 $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en las horas de la mañana, hasta $9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en las horas de la tarde. Desde mayo, cuando empieza la época de lluvia, los vientos se debilitan y no poseen una dirección dominante. En la época de máximas lluvias soplan los vientos débiles ecuatoriales del sur con dirección variable.

El complejo de la CGSM se caracteriza por su riqueza forestal y faunística, presenta una alta producción basada principalmente en su gran componente energético (Hernandez, 1988, 1991) lo que le permite mantener importantes poblaciones (especialmente de tipo íctico) las cuales son en muchos casos piezas fundamentales en la economía de los pobladores de la región (Botero, 1988; CIOH, 1999).

Sin embargo, este ecosistema presenta un avanzado estado de deterioro ambiental que se ve reflejado en la muerte del bosque de manglar, disminución de la pesca y deterioro de la calidad de agua. Este es el resultado de la conjugación de múltiples factores, entre los cuales se considera que uno de los que mas influyó fue la interrupción del intercambio de

agua entre el río Magdalena, la CGSM y el Mar Caribe, debido a causas principalmente antropogénicas.

El objetivo del presente trabajo consiste en la descripción de un modelo matemático del ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, basado en la información conocida, en donde se realiza una adecuada explicación de su régimen químico – biológico, con el fin de que sirva como herramienta para el manejo de la calidad de sus aguas.

Descripción del modelo matemático del ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta

El modelo matemático de la calidad de las aguas CGSM se presenta con los siguientes bloques:

- **Hidrodinámico:** que describe la dinámica de las aguas y la distribución de los contaminantes pasivos y conservativos a diferentes condiciones hidrometereológicas, teniendo en cuenta las particularidades morfológicas de la cuenca (batimetría, configuración de las orillas).
- **Eutroficación y del régimen del oxígeno de las aguas:** En el cual se describen los aspectos químico – biológicos naturales que determinan el balance de las sustancias y de energía en el ecosistema, de los grados trófico y saprobio. En este bloque se describen los procesos de producción – degradación de la materia orgánica, utilización por fitoplancton y regeneración por bacterioplancton de las nutrientes, la transformación de las sustancias y la energía durante el paso de cadenas tróficas en el componente biótico del ecosistema.

La unión de estos dos bloques en un modelo único de la calidad del agua se realiza con base en la ecuación de transporte en 2D de una sustancia no conservativa C :

$$(CH)_{,t} + (HuC - HD_h C_{,x})_{,x} + (HvC - HD_h C_{,y})_{,y} = Q_o - Q_H + F, \quad (1)$$

donde u y v son componentes de corrientes promedias en la vertical para las direcciones x y y , calculadas en el bloque hidrodinámico del modelo; H es profundidad total, es decir $H = d + h$; d es profundidad local; h es nivel de agua; t es tiempo; D_h es difusión turbulenta en horizontal; Q_o y Q_H son flujos de sustancia a través de la superficie y el fondo; F son fuentes internas de la sustancia C , relacionadas con las reacciones físico – químicas o biológicas en el sistema. Los índices ' x ', ' y ' y ' t ' significan las respectivas derivadas.

En cada fase se resuelve el sistema de ecuaciones de transferencia de las sustancias no conservativas. El número de ecuaciones (1) que participan en este sistema, corresponde a la cantidad de componentes modelados del ecosistema o la cantidad de sustancias contaminantes investigadas. La parte derecha de estas ecuaciones contiene una función de no conservatividad $F_i(C_{,x}, y, t)$ para cada elemento i de ecosistema, que representa en sí las sumas algebraicas elaboradas con base en el método de balance químico – biológico local, donde los términos describen los flujos locales de sustancias entre los componentes del modelo, y que están condicionados por diferentes reacciones bioquímicas y efectos biológicos:

$$dC_i/dt = F_i. \quad (\text{derivada en el sentido local}) \quad (2)$$

Al diseñar el bloque bioquímico del modelo, el espacio tridimensional se divide en celdas individuales, que corresponden a los nodos del bloque hidrodinámico. Para esto se propone que dentro de cada celda los elementos del ecosistema están vinculados entre sí por los flujos locales según del sistema de las ecuaciones (2), al tiempo que el desplazamiento de sustancia y energía entre las celdas se realiza como resultado del proceso de transporte (la ecuación (1) homogenizada). Para esto es estrictamente necesario que se cumpla el principio de conservación de sustancia y energía, el cual se interpreta en forma de relaciones de balance para cada elemento vivo y no vivo del ecosistema.

El bloque hidrodinámico (las ecuaciones principales y las condiciones de contorno) y el bloque de transporte de las sustancias conservativas se presentan en forma completa en *Lonin y otros (1999)*.

Descripción del bloque químico – biológico del modelo

El funcionamiento del ecosistema de la CGSM se describe con base en la dinámica de las siguientes características agregadas de su estado: B_f es fitopláncton, B_b es bacterioplancton, B_z es zooplancton, B_{org} es materia orgánica muerta, C_{PO4} son fosfatos, C_{NH4} es amonio, C_{NO2} son nitritos, C_{NO3} son nitratos, C_{O2} es oxígeno disuelto.

Veamos las ecuaciones básicas del balance del bloque químico - biológico del modelo.

Fitoplancton, B_f , [mgC·m⁻³]. El crecimiento de la biomasa del fitoplancton ocurre como resultado de la fotosíntesis, y la merma se determina por: la mortalidad natural, el gasto en la respiración de las células, el consumo por el zooplancton y la sedimentación gravitacional de las células. La producción del fitoplancton se limita por la luminosidad (transparencia) de las aguas y por el contenido de nutrientes.

$$\frac{dB_f}{dt} = ((1 - \gamma_f) \sigma_f (I_z, C_{PO4}, C_N) - \mu_f) B_f - \frac{w_g}{H} B_f - G_I B_z, \quad (3)$$

$$\sigma_f = V_f^{max} f_1(I) f_2(C_N, C_{PO4}) \quad (3.a)$$

$$f_1(I) = \frac{1}{H} \int_0^H f_Z(I_Z) dz = \frac{2.718}{H\alpha} [\exp(-R_H) - \exp(-R_0)], \quad (3.b)$$

$$R_0 = \frac{I_0}{I_{opt}}, R_H = R_0 \exp(-\alpha H),$$

$$f_Z(I_Z) = \frac{I_Z}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I_Z}{I_{opt}}\right), I_Z = I_0 \exp(-\alpha z), \quad (3.c)$$

$$f_2(C_N, C_{PO4}) = \min\left\{\frac{C_N^2}{Ck_N^2 + C_N^2}, \frac{C_{PO4}^2}{Ck_{PO4}^2 + C_{PO4}^2}\right\}, C_N = C_{NH4} + C_{NO2} + C_{NO3}.$$

Aquí, t es tiempo, $[h^{-1}]$; B_f es biomasa del fitoplancton, $[mgC \cdot m^{-3}]$; C_{PO4} , C_{NH4} , C_{NO2} , C_{NO3} es el contenido de fosfatos, nitrógeno del amonio, nitritos y nitratos, respectivamente en el agua de la ciénaga, $[mg \cdot l^{-1}]$; σ_f es la tasa específica de crecimiento del fitoplancton, $[h^{-1}]$, determinada por las condiciones de luminosidad I y la presencia en el agua de los nutrientes - formas minerales del nitrógeno C_N y el fósforo C_{PO4} ; V_f^{max} es la tasa específica máxima posible del crecimiento del fitoplancton, $[h^{-1}]$; I_0 es el flujo fotosintético de la radiación solar activa, que pasa a través de la superficie del agua, $[W \cdot m^{-2}]$; I_{opt} es luminosidad óptima para la fotosíntesis, $[W \cdot m^{-2}]$; I_z es luminosidad en la profundidad z , $[W \cdot m^{-2}]$; Ck_N , Ck_{PO4} son las constantes de semi-saturación de la intensidad del proceso de utilización de las formas minerales de nitrógeno y fósforo por fitoplancton, $[mg \cdot l^{-1}]$; α es coeficiente integral de extinción de luz con la profundidad; γ_f es parte de la productividad del fitoplancton, dirigida al abastecimiento de su actividad vital (respiración); μ_f , son las tasas específicas de mortalidad natural de fitoplancton, $[h^{-1}]$; w_g es la velocidad gravitacional de deposición de las algas, $[m \cdot h^{-1}]$.

Bacterioplancton B_b , $[mgC \cdot m^{-3}]$. Igual que el fitoplancton, este elemento juega un papel muy importante en el funcionamiento del ecosistema. Su participación cierra el ciclo de los nutrientes en el ecosistema. Las bacterias utilizan la materia orgánica muerta alóctona y autóctona como fuente de energía. Así mismo, como resultado de la actividad metabólica de las bacterias, se presenta la regeneración de las formas minerales del nitrógeno y fósforo. Para satisfacer sus requerimientos energéticos las bacterias, oxidan bioquímicamente a una tasa tres veces mayor la materia orgánica muerta, la cual es la tasa necesaria para construir sus células. La producción de las bacterias se determina por la disponibilidad de materia orgánica muerta, por las condiciones de temperatura y de oxígeno. La disminución de la biomasa de las bacterias ocurre como resultado de su muerte natural y de su consumo por el zooplancton.

La respectiva ecuación es:

$$\frac{dB_B}{dt} = \left[V_b^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} - \mu_B \right] B_B - G_2 B_Z, \quad (4)$$

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

$\mu_b = V_b^{max} \frac{B_b}{B_b^{max}}$ es la tasa específica de mortalidad natural de bacterioplancton, $[h^{-1}]$; B_b^{max} es la concentración máxima posible de la biomasa de las bacterias, $[mg \cdot Cm^{-3}]$; Bk_{org} es constante de semisaturación del crecimiento, igual a la concentración del sustrato, bajo la cual la tasa específica real de crecimiento de las bacterias es igual a la mitad de la máxima, $[mgC \cdot m^{-3}]$; $\varepsilon_{ing} = f(C_{O2})$ es un parámetro de inhibición de los procesos de la oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta y la nitrificación por el déficit del contenido de oxígeno en el agua de la ciénaga ($0 \leq \varepsilon_f \leq 1$) y se calcula por la formula: $\varepsilon_{ing} = C_{O2} / (C_{O2} + Ck_{O2})$, donde Ck_{O2} es constante de semisaturación del proceso, $[mg \cdot l^{-1}]$.

Zooplancton B_z , $[mgC \cdot m^{-3}]$. Se supone que la base alimenticia del zooplancton se compone de fitoplancton, de materia orgánica muerta y de bacterias. Se toma en cuenta también la posibilidad del consumo de unos grupos de zooplancton por otros. La merma de la biomasa del zooplancton se determina por su respiración y mortandad natural.

$$\frac{dB_z}{dt} = (\omega_1 G_2 + \omega_2 G_2 + (\omega_3 - 1)G_3 + \omega_4 G_4 - \gamma_z - \mu_z) B_z, \quad (5)$$

$$\text{donde } G_j = g \frac{p_j B_j}{BK + \sum_{k=1}^{k=4} (p_k B_k)}, \quad j=1 \dots 4; \quad B_1 = B_f, B_2 = B_b, B_3 = B_z, B_4 = B_{org};$$

$$p_j = \frac{\rho_j B_j}{\sum_{n=1}^{n=4} \rho_n B_n}; \quad p_k = \frac{\rho_k B_k}{\sum_{n=1}^{n=4} \rho_n B_n}.$$

Aquí, V_z^{max} es tasa específica máxima posible del crecimiento del zooplancton, $[h^{-1}]$; γ_z es la tasa específica de excreciones metabólicas del zooplancton, $[h^{-1}]$; μ_z es tasa específica de mortalidad natural del zooplancton, $[h^{-1}]$; G_j son las tasas del consumo de fitoplancton ($j=1$), bacterioplancton ($j=2$) y detritos ($j=3$) por zooplancton como parte de su base de alimentación, $[mgC \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}]$; ω_j son los coeficientes de efectividad de la asimilación del alimento por el zooplancton; ρ_j y ρ_k , ρ_i y ρ_k son los coeficientes de preferencia del consumo por zooplancton de los diferentes tipos de alimento; BK es una constante de semisaturación por alimento para crecimiento del zooplancton, $[mgC \cdot m^{-3}]$.

Materia orgánica muerta B_{org} , $[mgC \cdot m^{-3}]$. La materia orgánica muerta se forma como resultado de la mortalidad natural del fitoplancton, de las bacterias, del zooplancton y también incluye los restos de alimento no asimilado de zooplancton. La materia orgánica aloctona llega de los ríos y de las ciénagas contiguas.

$$\begin{aligned} \frac{dB_{org}}{dt} = & \mu_f B_f + \left[(1 - \omega_1)G_1 + (1 - \omega_2)G_2 + (1 - \omega_3)G_3 - \omega_4 G_4 + \mu_z \right] B_z + \\ & + \left[\mu_B - \frac{V_B^{max}}{\theta} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} \right] B_B + Q_{org}^{ext}, \end{aligned} \quad (6)$$

donde θ es un coeficiente económico para tener en cuenta los gastos de la energía para el crecimiento; Q_{org}^{ext} es ingreso de la orgánica aloctóna por las fuentes externas, $[mgC \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}]$

Fósforo de los fosfatos, C_{PO_4} , $[mgP \cdot l^{-1}]$. La variación del contenido de fosfatos en la capa fótica de la ciénaga se determina por la intensidad de su consumo por parte del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y por la regeneración durante la oxidación bioquímica de la materia orgánica muerta por parte de las bacterias y por excreción durante la respiración del fito y el zooplancton. Se tiene en cuenta el flujo de fosfatos de los sedimentos del fondo, el cual se forma como resultado de la descomposición de la materia orgánica que se acumula en ellos.

$$\frac{dC_{PO4}}{dt} = \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} B_B + \gamma_z B_z - (1 - \gamma_f) \right] * \quad (7)$$

$$* \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{P/C} \beta_{m3/L} + Q_{PO4}^{ext} + Q_{PO4}^H,$$

donde $\beta_{P/C}$ es un coeficiente estequiométrico del paso de mgC a mgP , $[mgP \cdot mgC^{-1}]$, para la materia orgánica muerta B_{org} ; Q_{PO4}^{ext} es el ingreso de fosfatos de fuentes externas, $[mgP \cdot l^{-1} h^{-1}]$, y Q_{PO4}^H es la velocidad de variación de la concentración de los fosfatos por acción del intercambio con el fondo, $[mgP \cdot l^{-1} h^{-1}]$; $\beta_{m3/L} = 0,001$ es el coeficiente de traspaso de concentración de m^3 a litros, $[m^3 \cdot l^{-1}]$. El primer término en la parte derecha de la ecuación (7) describe la regeneración de fosfatos por el metabolismo de bacterias R_b , debido que $R_b = \left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) P_b$.

Nitrógeno amoniacal, C_{NH} , $[mgN \cdot l^{-1}]$. El Nitrógeno del amonio es consumido por el fitoplancton durante la producción primaria de la materia orgánica y se oxida en condiciones aeróbicas hasta nitritos (primera fase de nitrificación). En el consumo del fitoplancton es la forma preferible dentro de las formas minerales del nitrógeno. La formación de las reservas de amonio en el medio marino tiene lugar por la mineralización de la materia orgánica muerta con participación de las bacterias, por excreción durante la respiración del fito y el zooplancton, y por intercambio con los sedimentos del fondo:

$$\frac{dC_{NH4}}{dt} = \left[\left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} B_b + \gamma_z B_z - (\chi - \gamma_f) \right] * \quad (8)$$

$$* \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} - v_{N1} \varepsilon_{ing} C_{NH4} + Q_{NH4}^{ext},$$

donde V_{N1} es la tasa específica de la primera etapa de nitrificación, $[h^{-1}]$; $b_{N/C}$ es un coeficiente estequiométrico del paso de mgC a mgN , $[mgN \cdot mgC^{-1}]$, para la materia orgánica muerta B_{org} ; $\chi = C_{NH4} \phi [\phi C_{NH4} + (1 - \phi) C_{NO3}]$ es parte del nitrógeno mineral, consumido por el fitoplancton en forma de amonio, donde ϕ es un coeficiente de preferencia de asimilación del amonio por el fitoplancton, en relación con los nitritos y nitratos; Q_{NH4}^{ext} es el ingreso del amonio por las fuentes externas y Q_{NH4}^H es la velocidad de variación de la concentración de amonio por acción del intercambio con el fondo, $[mgN \cdot l^{-1} h^{-1}]$.

Nitrógeno de los nitritos, C_{NO2} , $[mgN \cdot l^{-1}]$. Es la forma intermedia del nitrógeno mineral en el proceso de nitrificación. Se supone, que la variabilidad del contenido de nitritos en el agua se determina por la correlación de las velocidades del primero y el segundo estadio de nitrificación, y por su absorción del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis.

$$\frac{dC_{NO2}}{dt} = v_{N1} \varepsilon_{ing} C_{NH4} - v_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO2} - (1 - \chi) \lambda_{NO2} * \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} + Q_{NO2}^{ext} \quad (9)$$

Aquí V_{N2} es la tasa específica de la segunda etapa de nitrificación,

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

es el ingreso de nitritos de las fuentes externas, $[mgN l^{-1} h^{-1}]$.

Nitrógeno de los nitratos, C_{NO3} , $[mgN \cdot l^{-1}]$. Producto final del proceso de nitrificación del nitrógeno mineral y la forma más estable. En un medio marino o estuarino aerobio el contenido de nitratos se determina por su absorción intensiva del fitoplancton en el proceso de fotosíntesis y la acumulación por acción de la nitrificación. En condiciones marinas o estuarinas anaerobias los nitratos se reducen hasta el nitrógeno molecular como el paso al proceso de desnitrificación.

$$\frac{dC_{NO3}}{dt} = v_{N2} \varepsilon_{ing} C_{NO2} - (1 - \chi) \lambda_{NO3} \sigma_f(I_z, C_{PO4}, C_N) B_f \beta_{N/C} \beta_{m3/L} + Q_{NO3}^{ext}, \quad (10)$$

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

Oxígeno disuelto, C_{O2} , $[mg \cdot l^{-1}]$. La dinámica del oxígeno disuelto en el medio marino se determina por la intensidad con que ocurren los procesos de la fotosíntesis, intercambio de oxígeno con la atmósfera, consumo de oxígeno por la respiración de bacterias, zooplancton y fitoplancton y por la nitrificación.

$$\begin{aligned} \frac{dC_{O2}}{dt} = & \left[(\sigma_f(I, C_{PO4}, C_N) - \gamma_f) B_f - \left(\frac{1}{\theta} - 1 \right) V_B^{max} \frac{B_{org}}{Bk_{org} + B_{org}} \varepsilon_{ing} B_b - \right. \\ & \left. - \gamma_z B_z \right] \beta_{O2/C} \beta_{m3/L} - (\beta_{O2/N1} v_{N1} C_{NH4} + v_{N2} \beta_{O2/N2} C_{NO2}) \varepsilon_{ing} - \\ & - (Q_{O2}^{bot} \pm Q_{O2}^{atm}) / H. \end{aligned} \quad (11)$$

Aquí, $\beta_{O_2/C}$ es un coeficiente de traspaso de mgC a mgO_2 ; $[mgO_2 \cdot mgC^{-1}]$; $\beta_{O_2/N1}$ $\beta_{O_2/N2}$ son los equivalentes oxigenados de la primera y segunda etapas de nitrificación, $[mgO_2 \cdot mgN^{-1}]$; $Q_{O_2}^{bot}$ es la absorción del oxígeno en sedimentos del fondo por una unidad de volumen de agua como resultado de los procesos de oxidación bioquímica y nitrificación $[mgO_2 \cdot dm^{-2} \cdot h^{-1}]$; $Q_{O_2}^{atm}$ es el flujo de oxígeno por el intercambio de gases con la atmósfera $[mgO_2 \cdot dm^{-2} \cdot h^{-1}]$; H es la profundidad en $[dm]$.

La absorción del oxígeno en los sedimentos puede ser estimada como una primera aproximación, con ayuda de las expresiones empíricas sobre la base del conocimiento del contenido de oxígeno en el agua C_{O_2} :

$$Q_{O_2}^{bot} = a(C_{O_2})^b, \quad (12)$$

donde $[Q_{O_2}^{bot}] = mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, $[C_{O_2}] = ml \cdot l^{-1}$, $a = const$ y $b = const$ son coeficientes empíricos.

El intercambio del oxígeno con la atmósfera se calcula sobre la base de la expresión (Lyakhin, 1980):

$$Q_{O_2}^{atm} = \zeta_{e,i} n_v n_i (C_{O_2}^S - C_{O_2}), \quad (13)$$

donde $Q_{O_2}^{atm}$ es el ingreso (invasión) o reducción (evasión) del oxígeno $[mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}]$, n es un coeficiente de temperatura (con $T=30^\circ C$, $S=30-35$ $^0/_{00}$, $n_i = 1,1$), n_v es un coeficiente integral del viento:

$$n_v = \begin{cases} 1.0 + 0.27W^2, & \text{para } W \leq 8 \\ -7.4 + 0.4W^2, & \text{para } W > 8 \end{cases},$$

W es la velocidad del viento, $[m \cdot s^{-1}]$; $C_{O_2}^S$ es la saturación (con T y S dadas) de la concentración del oxígeno, $[mg \cdot l^{-1}]$; $\zeta_{i,e}$ es un coeficiente de invasión (evasión), $[l \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}]$.

Valoración preliminar de los parámetros del bloque químico – biológico del modelo (precalibración)

Se efectuó con base en los datos de las fuentes bibliográficas sobre los valores típicos de los parámetros del modelo en condiciones cercanas a las medidas en el cuerpo de aguas CGSM. En la tabla 1 se presentan los valores mas probables de los parámetros que involucra el modelo, obtenidas por diferentes investigadores de un modo empírico.

Tabla 1. Valores de constantes del bloque químico – biológico del modelo, obtenidas con base en la información de las fuentes bibliográficas.

PARAMETRO DEL MODELO	VALORES MAS PROBABLES	FUENTES BIBLIOGRAFICOS	PARAMETRO DEL MODELO	VALORES MAS PROBABLES	FUENTES BIBLIOGRAFICAS
V_f^{max}	4,0 - 10,0 dia^{-1}	Sarmiento y otros, 1993; Eppley, 1972; LGMI, 1979; Gutelmager y otros, 1980; IOAN, 1989; Finenko, 1983; INBUM, 1991.	g	0,7 - 0,15 dia^{-1}	IOAN, 1989; Fashman y otros, 1990; Sarmiento y otros, 1993; Lebedeva, 1987.
Ck_{pod}	0,005-0,016 $mgP \cdot l^{-1}$	Parsons y otros, 1984; LGMI, 1979;	γ_z	0,05-0,15 dia^{-1}	
Ck_N	0,014-0,05 $mgN \cdot l^{-1}$	Raymon, 1983; IOAN, 1977; INBUM, 1991; Ouens, 1977.	μ	0,05-0,1 dia^{-1}	
γ_f	0,1 - 0,3	Henderson, 1987; Finenko, 1983; LGMI, 1979; Fashman y otros, 1990; GOIN, 1987.	ρ_f	0,5	
μ_t	0,1 - 0,9 dia^{-1}	LGMI, 1979.	ρ_b	0,25	GOIN, 1987; LGMI, 1979.
I_{opt}	50 - 100 $W \cdot m^{-2}$	Parsons y otros, 1984; Finenko, 1983; LGMI, 1979; IOAN, 1977; Cobeliens-Mishke, 1983.	ρ_d	0,25	
V_b^{max}	1,0 - 3,0 dia^{-1}	IOAN, 1989; INBUM, 1991;	ω_i	0,6-0,75	
Bk_{org}	5,0 - 10,0 $mgO_2 \cdot l^{-1}$	Sarmiento y otros, 1993.	V_{N1}	0,15-0,3 dia^{-1}	
θ	0,33		V_{N2}	0,8-1,6 dia^{-1}	Sarmiento y otros, 1993.
Ck_{O_2}	1,0 $mgO_2 \cdot l^{-1}$	Rodziller, 1984.	ϕ	0,95	
w_g	0,1-0,45 $m \cdot dia^{-1}$	Vinogradova, 1979; LGMI, 1979.			

Calibración del bloque químico – biológico del modelo

En el área investigada, el ciclo anual de variabilidad de las variables hidrometeorológicas que perturban el ecosistema (temperatura del agua, luminosidad, etc.) se expresa débilmente y es igual, por amplitud de su variabilidad durante el periodo corto (en la escala de unos pocos días). Por esta razón los valores actuales de los componentes del ecosistema se apartan menos, de sus cantidades medias reales, que caracterizan su estado estacionario. El balance de los procesos productivo – destructivos en el ecosistema no se ejecutan a escalas anuales, como en las latitudes templadas, sino en un segmento de tiempo con una duración de unos pocos días. Partiendo de esto, el principal problema de la calibración del bloque químico – biológico del modelo es la obtención del estado estacionario del ecosistema en condiciones meteorológicas medias en el transcurso del año. Este estado estacionario se caracteriza por el establecimiento, durante el cálculo, del comportamiento diario de los componentes modelados con los valores medios correspondientes a los datos de observaciones.

Para la calibración del modelo de eutroficación por bloque químico-biológico del ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, es necesario especificar los valores de las variables del modelo, las cuales, en su primera aproximación, corresponden al estado de equilibrio del ecosistema. En adelante estos valores de las variables del modelo, las llamaremos “características” o “típicas”. El objetivo de la calibración del modelo es el establecimiento de la marcha diaria de las variables químico-biológicas del modelo, respecto a las cantidades medias diarias, cercanas a sus valores iniciales “típicos” especificados.

En la tabla 2 se presentan las concentraciones típicas de los componentes químico – biológicos del ecosistema de CGSM, obtenidos con base en el análisis de los datos de las observaciones realizados durante los años 80's y 90's.

Tabla 2. Valores típicos de los parámetros hidrológicos y componentes químico - biológicos del ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

COMPONENTE	COND. EN LA CIÉNAGA	
	Años 1987-88	Años 1993-99
Temperatura, °C	30	30
Salinidad, $S^0/_{00}$	24	20
Transparencia, m	0,5	0,4
Fosfatos (PO_4), $mgP \cdot l^{-1}$	0,028	0,09
Amonio (NH_4), $mgN \cdot l^{-1}$	0,01	0,06
Nitritos (NO_2), $mgN \cdot l^{-1}$	0,005	0,006
Nitratos (NO_3), $mgN \cdot l^{-1}$	0,008	0,04
Oxígeno (O_2), $mg \cdot l^{-1}$	5	6
Materia orgánica muerta, $mgO_2 \cdot l^{-1}$	10	20
Fitoplancton, $mgC \cdot m^{-3}$	60	200-250
Bacterioplancton, $mgC \cdot m^{-3}$	1000	1300
Zooplancton, $mgC \cdot m^{-3}$	124	3400
Seston orgánico, $mg p.s. \cdot l^{-1}$	13	60

La comparación de las biomásas típicas del fitoplancton y del seston orgánico, obtenidas en los años 80's y 90's nos aseguran que en el ecosistema de CGSM han ocurrido cambios esenciales (Tabla 2). La biomasa del fitoplancton y del seston orgánico

aumentó considerablemente. El aumento de la productividad del fitoplancton fue provocado, probablemente, debido al incremento de la concentración del nitrógeno inorgánico en las aguas de CGSM, lo que está relacionado con el aumento del intercambio de aguas entre CGSM y el río Magdalena, por causa de la profundización del sistema de canales (DNP-CORPAMAG, 1992). A partir de los años 90's, el nitrógeno mineral dejó de ser el factor limitante en la producción primaria del cuerpo de aguas. En el presente, este papel, probablemente, lo está representando la débil luminosidad integral de la columna de agua, debido a la baja transparencia de sus aguas, y a la influencia de la salinidad en la actividad funcional y mortalidad de diferentes especies de las algas.

Partiendo de lo expuesto anteriormente, de la calibración del modelo por los datos naturales de las observaciones se resolvió efectuar en dos etapas: al principio sobre base de los datos de los años 80's, y después corregir las constantes del modelo obtenidas teniendo en cuenta los datos de los años 90's.

Calibración del variante 0-D del modelo. La primera etapa la calibración del bloque químico – biológico del modelo de eutroficación se realizó en la variante cero-dimensional (0-D), en esta circunstancia, toda la cuenca se observa como una célula de cálculo entera, el volumen y profundidad de la cual corresponde al volumen y profundidad media de cuerpo de agua real (modelo de celda de eutroficación). No se tienen en cuenta los procesos hidrodinámicos que difunden las sustancias por el espacio del cuerpo de aguas, debido a que en el modelo se observan los valores de elementos del ecosistema promediados en el espacio.

Se observan sólo los flujos locales de transformación de la sustancia y energía, los cuales poseen una procedencia químico – biológica y fluyen con participación de componentes bióticos del ecosistema.

La variante 0-D del modelo no contiene los posibles errores de realización numérica del modelo bidimensional (2-D), con esto es más fácil operar durante los experimentos numéricos con el fin de obtener el balance de las sustancias en el ecosistema (calibración de las constantes de las ecuaciones de balance), es más correcta y matemáticamente es un problema más restrictivo que la variante 2-D, desde el punto de vista de la realización de la ley de la conservación de la materia y energía en el ecosistema.

El principal objetivo de la calibración de la variante 0-D del modelo es el establecimiento del comportamiento diario de los parámetros químico–biológicos modelados con respecto a los valores típicos de sus cantidades, conocidas de las observaciones (Tabla 2), y también la conservación del balance diario de los procesos productivo – destructivo en el ecosistema durante las condiciones de luminosidad promedias en el transcurso del año.

Se supuso que la radiación activa fotosintética (RAF) representa un 50% de la radiación solar que pasa a través de la superficie del agua. En la figura 2 se presenta la curva climática del comportamiento diario de la RAF, calculada por el algoritmo utilizado en (Hess,1989) con base en los datos climáticos sobre la variabilidad mensual de la humedad relativa del aire y el grado de nubosidad en la región del aeropuerto de Santa Marta.

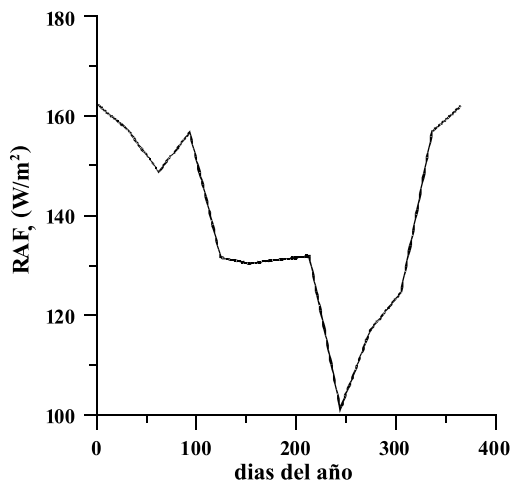


Figura 2. Variabilidad durante un año de los valores promedios diarios de la radiación solar fotosintética activa (obtenida por datos climáticos sobre nubosidad y humedad del aire).

La dependencia entre el coeficiente de debilitamiento de la luminosidad en la columna de agua y el contenido de la clorofila “a” (Figura 3) se dio con base en la expresión empírica del tipo:

$$\alpha = 2.8 + 0.028B_f$$

obtenida por los datos del monitoreo de INVEMAR de la concentración de la clorofila “a” y la transparencia de las aguas en el punto central de la CGSM durante los años 80’s y 90’s, en donde B_f es biomasa del fitoplancton en $mgChl\cdot m^{-3}$. Se supuso que el coeficiente de extinción α está relacionado con la transparencia de las aguas Z_s por la siguiente expresión: $\alpha = 2.3/Z_s$.

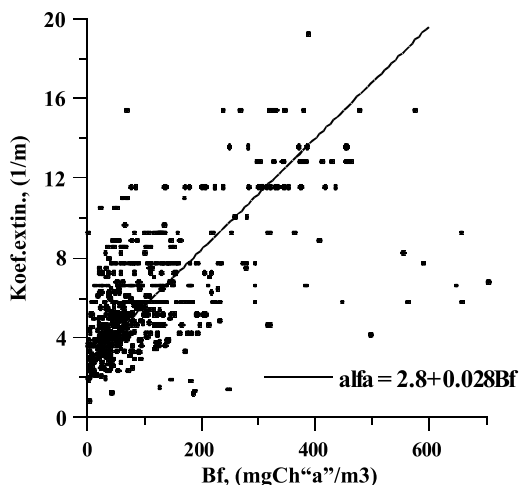


Figura 3. Dependencia del coeficiente de extinción de luz de la biomasa de las algas en la CGSM. Los puntos son datos de las mediciones, curva – una aproximación, tomada en el modelo.

Para el cálculo de la contribución del flujo de los ríos y del intercambio de aguas a través de los caños con las otras ciénagas en la formación del régimen hidroquímico de la CGSM, se utilizó la expresión del tipo:

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

En donde q_i es caudal de la fuente i de contaminación, $[m^3 \cdot s^{-1}]$; C_i^{ant} , C son concentraciones de la sustancia contaminante en las aguas de la fuente i y en las aguas de la cuenca, respectivamente; W_{TOT} es volumen total de aguas de la CGSM. No se tuvo en cuenta el intercambio de aguas de la CGSM con el mar abierto, debido a que no hay información de las concentraciones de los componentes del ecosistema en la parte del mar contigua a la CGSM.

Durante la intromisión de los caudales de los ríos (Tabla 3), se empleó la información de las siguientes fuentes (Botero, 1988; Univ. de Los Andes – Colciencias, 1993; IDEAM, 1999). El sobrepaso de las cotas del nivel del agua en las ciénagas del complejo Pajarales por encima del nivel del mar (Tabla 4), fueron tomados de (DNP-CORPAMAG, 1992).

Tabla 3. Los caudales de los ríos ($m^3 s^{-1}$) en diferentes épocas del año.

Ríos	Epoca seca (marzo)	Epoca lluvia menor (mayo)	Epoca seca menor (julio)	Epoca lluvia (octubre)
R. Fundación	11,4	70,0	25,0	38,0
R. Aracataca	1,3	1,5	3,0	7,0
R. Sevilla	6,6	86,0	20,0	61,0
R. Ají	0,5	1,0	0,5	2,0

Tabla 4. El sobrepaso de las cotas del nivel del agua (m) por encima del nivel del mar en las ciénagas del complejo Pajarales, los cuales conectan con CGSM por caños.

Caños	Epoca seca (marzo)	Epoca lluvia menor (mayo)	Epoca seca menor (julio)	Epoca lluvia (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

La calibración del modelo se efectuó en dos etapas. En la primera etapa se compararon los resultados de los cálculos por el modelo con los datos de la tabla 2, los cuales caracterizan un estado de equilibrio de la CGSM en el periodo de los años 80's. Los cálculos se realizaron con los valores de las cargas exteriores promedio del año (flujo de RAF, caudales de los ríos y de caños). La duración del cálculo: 100 – 300 horas. El objetivo de los cálculos consistió en la búsqueda de tales valores de las constantes del modelo, con las cuales, comenzando desde un cierto momento de tiempo ocurre el establecimiento del comportamiento diario de los elementos modelados del ecosistema. Con esto, en el comportamiento diario establecido de los elementos, sus valores correspondientes a las 9 – 12 horas de la mañana, deben corresponder a los datos de la tabla 2, puesto que en este tiempo se realizaron las observaciones.

La combinación de las constantes del modelo, que corresponden al establecimiento del balance diario en los procesos productivo – destructivo con los valores de las concentraciones (de las biomásas) de los componentes del ecosistema correspondientes a su estado de equilibrio, se realizó en los límites de su variabilidad, establecidos en el transcurso de la precalibración del modelo por los datos de las fuentes bibliográficas.

En la segunda etapa, en la cantidad mínima de las constantes del modelo, se introdujeron cambios argumentados teóricamente, con el propósito de obtener el estado de equilibrio de la CGSM correspondiente a los años 90's (Tabla 2).

Algunos resultados de la calibración del modelo para las condiciones de los años 80's y 90's se presentan en la figura 4. Los valores de las constantes del modelo admitidas como resultado de la calibración se presentan en la tabla 5. Durante la elaboración de la reorganización del modelo al estado de equilibrio en los años 90's, sólo se cambiaron algunos parámetros tales como el contenido de la clorofila "a" en las células del fitoplancton (disminución con el aumento del nivel de eutroficación) y la mortandad del zooplancton con el aumento de su biomasa en vista del empeoramiento de las condiciones de habitabilidad y competencia entre los diferentes tipos y los grupos tróficos. Los ciclos diarios de los elementos modelados del ecosistema correspondientes al estado del ecosistema después del año 1993 se presentan en la figura 5.

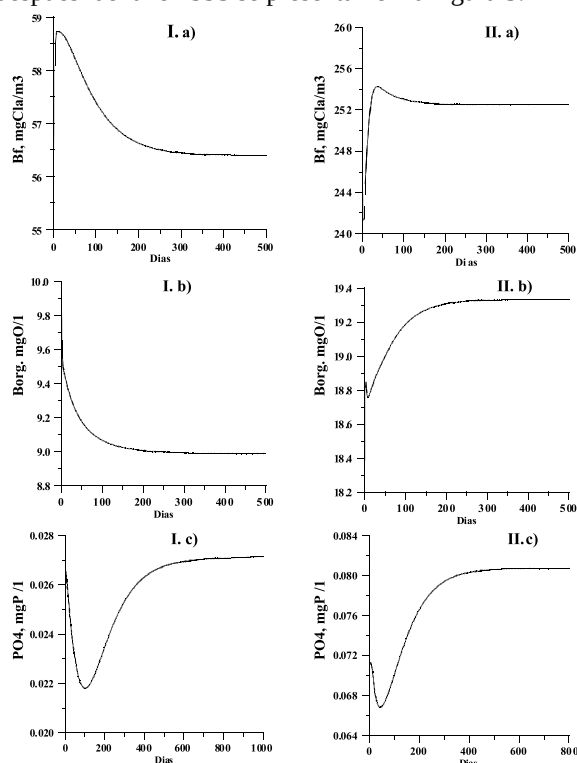


Figura 4. Variabilidad de los componentes del ecosistema de la CGSM en el transcurso de 500-1000 días de tiempo modelado, que muestra la salida del modelo, con influencias exteriores no variables, en el régimen estacionario correspondiente al estado de equilibrio del ecosistema en los años 80's (I) y 90's (II): a) fitoplancton B_f ; b) materia orgánica muerta B_{org} ; c) fosfatos C_{PO_4} .

Tabla 5. Valores de las constantes del modelo de eutroficación de la CGSM, obtenidos como resultado de su calibración sobre la base de fuentes bibliográficas y los datos de las mediciones en los años 80's y 90's.

SIMBOLO	VALOR		UNIDAD.	SIMBOLO	VALOR		UNIDAD.
	años 80-s	años 90-s			años 80-s	años 90-s	
$V_{\tau}^{\max}$	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	$mgN \cdot l^{-1}$	$\beta_{C/CI \cdot A''}$	45	18	$mgC \cdot mgCl a^{-1}$
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,(12,)*	12,(27,)*	-
g	0,75	0,75	dia^{-1}	b	0,66	0,66	-
γ_z	0,1	0,1	dia^{-1}	ζ_e	22,0	22,0	$l \cdot m^{-2} h^{-1}$
μ_z	0,07	0,12 (0,07)*	dia^{-1}	ζ_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)*	$mgP \cdot m^{-2} h^{-1}$
$\omega_b, i=1,...,4$	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	-				

- Valores, utilizados en la variante 2-D del modelo.

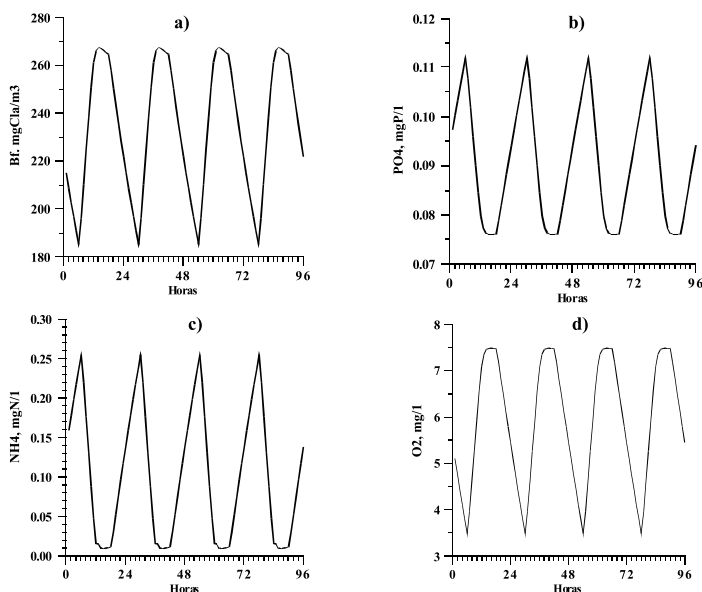


Figura 5. Curvas de establecimiento del comportamiento diario de los elementos del ecosistema de la CGSM, correspondiente a las condiciones de los años 90's, obtenidos por el modelo para 1000 días de cálculo: a) fitoplancton B_f ; b) fosfatos C_{PO4} ; c) nitrógeno del amonio C_{NH4} ; d) oxígeno C_{O2} .

Calibración de la variante 2-D del modelo. La variante del modelo 2-D consta de dos bloques: uno hidrodinámico, completado con el bloque de transferencia de los contaminantes conservativos y pasivos, y el químico – biológico (variante 0-D del modelo de eutroficación). En el bloque químico – biológico se describen los flujos locales de la sustancia y energía, condicionados por los procesos de naturaleza química y biológica. La redistribución de las sustancias en el espacio acuático debido a la acción de las corrientes y del intercambio turbulento se describe en el bloque hidrodinámico.

Estos bloques trabajan a intervalos diferentes en el tiempo: en el bloque hidrodinámico el intervalo de tiempo es de 20 s, en el químico – biológico es de 1 h. Esto se relaciona por un lado con las diferentes escalas de tiempo de los procesos descritos en ellos, y por otro lado, con el incremento de la economía del modelo en relación con el tiempo de cálculo.

Durante la unión de los bloques hidrodinámico y químico – biológico en un modelo único de resolución espacial surge la necesidad en una corrección adicional de las constantes del modelo, debido a que en el resultado influyen la discontinuidad espacial del cuerpo de agua (por ejemplo, batimetría) y la localización de las fuentes de contaminación. Además, en la variante 2-D del modelo, a diferencia de la 0-D, se tiene en cuenta el intercambio de aguas de la CGSM con el mar abierto.

Para los cálculos del área espacial de la Ciénaga Grande de Santa Marta se aproximó el cálculo de la red a 138x156 con intervalos de 200 m. Las cotas del nivel sobre los fronteras exteriores (abiertos) de los canales de conexión en diferentes épocas del año fueron tomadas de DNP-CORPAMAG (1992). En la frontera con el mar se obtienen oscilaciones de la marea, calculadas con base en la información de la Universidad de Los Andes-Colciencias (1993) sobre las constantes de los principales componentes armónicos de la marea. El coeficiente del cambio horizontal turbulento k_L se propone igual a $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

En el momento inicial de tiempo, las concentraciones de los componentes modelados se incorporaron con base en la tabla 2, iguales en todos los nudos internos de la malla de cálculo. Para introducir las concentraciones en la frontera con mar abierto, las ciénagas vecinas y ríos, las concentraciones de clorofila “a”, materia orgánica muerta, los nutrientes y el oxígeno disuelto se tomaron de los datos de las observaciones (archivo de INVEMAR, Tabla 6).

Tabla 6. Concentraciones de los elementos del ecosistema en los ríos y en las fronteras abiertas de los caños de comunicación.

Estaciones	B_f , $\text{mgCl}_a \cdot \text{m}^{-3}$	B_{org} $\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$	PO_4 , $\text{mgP} \cdot \text{l}^{-1}$	NH_4 , $\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$	NO_2 , $\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$	NO_3 , $\text{mgN} \cdot \text{l}^{-1}$
R. Fundación	60	17	0,30	0,10	0,01	0,10
R. Sevilla	40	15	0,35	0,10	0,01	0,19
R. Aracataca	10	16	0,35	0,04	0,01	0,20
R. Ají	40	17	0,35	0,10	0,01	0,19
Caño Grande	250	20	0,12	0,08	0,01	0,15
Caño Tambor	160	19	0,07	0,05	0,006	0,04
Caño Clarín	120	20	0,09	0,04	0,009	0,06
Boca de la Barra	40	12	0,05	0,02	0,003	0,09

La duración de la simulación (cálculo) fue de 20 días. Como mostraron los experimentos numéricos con la variante 2-D del modelo, este tiempo fue suficiente para el establecimiento de la distribución espacial de los componentes modelados del ecosistema.

Durante los cálculos, las concentraciones de los elementos del ecosistema en los ríos y en las fronteras abiertas de los canales de comunicación se supusieron iguales a sus valores medios anuales, obtenidos de los datos de las observaciones en los respectivos puntos (Tabla 6).

Los resultados de los cálculos numéricos de la distribución típica de algunos elementos del ecosistema de la CGSM en los años 90's para las condiciones de los meses de marzo, mayo, julio y octubre se presentan en las figuras 6–7. De los cálculos se deduce que en la época seca, la mayor producción del fitoplancton se limita por el bajo contenido de nitrógeno mineral en las aguas de la CGSM, puesto que en este periodo del año, su llegada con las aguas de los ríos es mínima y el intercambio de aguas a través de los canales se dirige del mar a la CGSM y de la CGSM a las ciénagas contiguas. Las aguas marinas relativamente limpias, con un bajo contenido de nutrientes y de materia orgánica penetran a la región norte de la CGSM.

En la época de lluvia menor, abruptamente aumenta el caudal de los ríos, el intercambio de aguas con las ciénagas contiguas se encuentra dirigido hacia el lado de la CGSM. Debido a que la cota del nivel en la CGSM en este periodo está más alto que la del nivel del mar, entonces el intercambio de aguas con el mar, prácticamente no ejerce ninguna influencia en el contenido de las sustancias contaminantes en el cuerpo de agua de CGSM.

En julio los caudales de los ríos son muy cercanos a los valores promedios anuales, la desviación de las cotas del nivel en las ciénagas del complejo Pajarales y de la CGSM del nivel del mar es mínima. Como resultado de este periodo, el nivel de eutroficación de la CGSM disminuye en comparación con los observados en mayo, pero de todas formas más que en marzo.

En octubre, la influencia principal en el contenido de nutrientes y de materia orgánica muerta en la CGSM lo ejerce la llegada de las aguas contaminadas del río Magdalena a las ciénagas del complejo Pajarales, en donde el nivel del río supera el nivel del mar ≈ 20 cm.

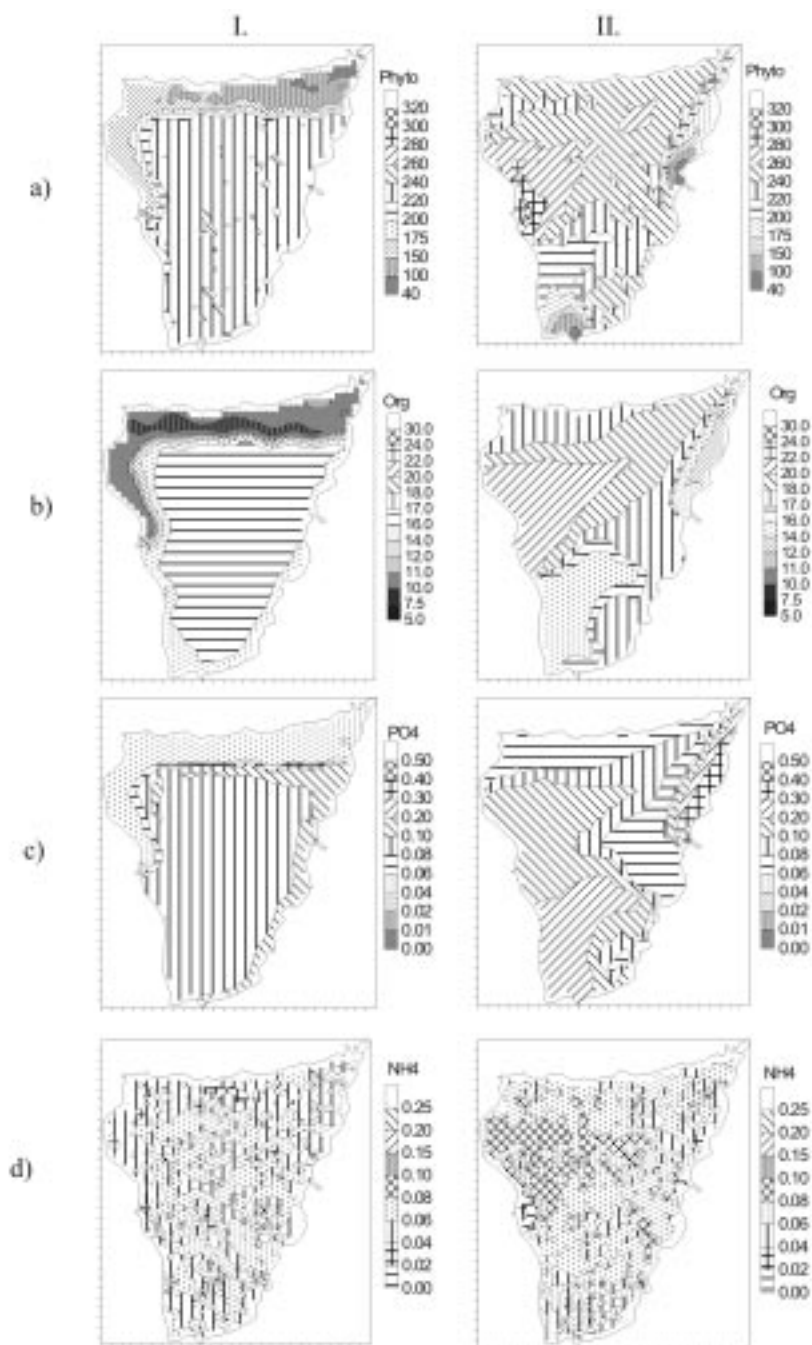


Figura 6. Distribución espacial de la biomasa del fitoplancton (mgClam⁻³) (a), contenido de materia orgánica muerta (mgO₂l⁻¹) (b), fosfatos (mgPO₄l⁻¹) (c), amonio (mgNH₄l⁻¹) (d) en marzo (I) y mayo (II) , obtenida por el modelo para las condiciones de los años 90's.

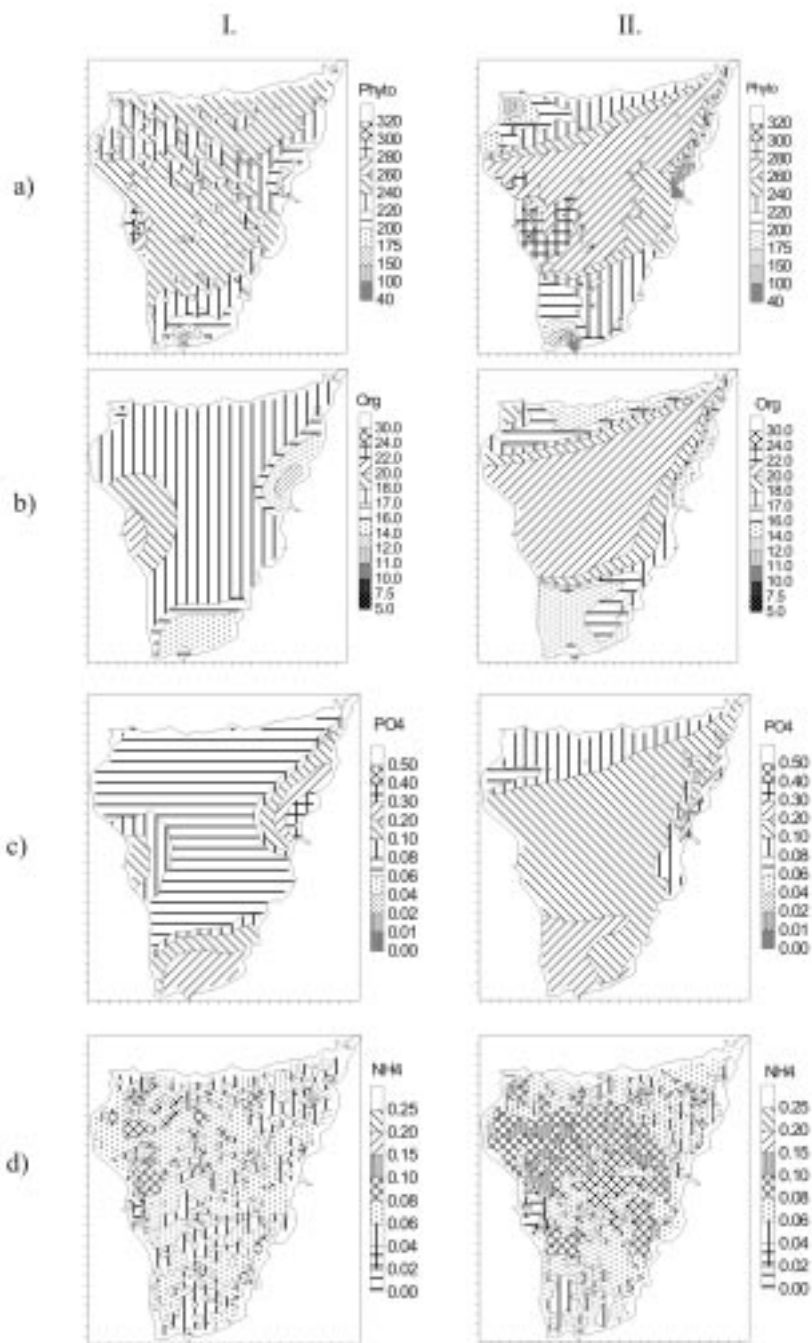


Figura 7. Distribución espacial de la biomasa del fitoplancton ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$) (a), contenido de materia orgánica muerta ($\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$) (b), fosfatos ($\text{mgPO}_4\cdot\text{l}^{-1}$) (c), amonio ($\text{mgNH}_4\cdot\text{l}^{-1}$) (d) en julio (I) y octubre (II), obtenida por el modelo para las condiciones de los años 90's.

CONCLUSIONES

En el trabajo presentado, con base en el análisis y generalización de los resultados del monitoreo químico – biológico, realizado por INVEMAR en el transcurso de 20 años, se creó un modelo matemático de la calidad de las aguas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. El modelo incluye dos submodelos: el hidrodinámico y el de eutroficación.

La calibración del bloque químico – biológico del modelo de eutroficación se efectuó en la siguiente secuencia:

1. Determinación de las constantes que describen las tasas específicas de los procesos químico – biológicos en el modelo y de los límites de sus variabilidades con base en los datos de las fuentes bibliográficas.
2. Búsqueda de una combinación de las constantes del modelo, con la cual se asegure el balance de los procesos de producción – destrucción de la materia orgánica con los valores típicos de los componentes bióticos y abióticos del ecosistema, descritos en el modelo. Se realiza con base en la variante 0-D del modelo.
3. Hacer precisas las constantes del bloque químico – biológico durante su unión con el bloque hidrodinámico en un modelo bidimensional único. Se realizó a través de la comparación con los datos de las observaciones sobre los componentes del ecosistema, obtenidas en diferentes periodos climáticos del año.

Los experimentos numéricos con las variantes 0-D y espacial (2-D) del modelo mostraron que no son totalmente adecuadas.

Durante la calibración del modelo fueron determinadas las constantes del bloque químico – biológico, las cuales determinan las tasas de los diferentes procesos de transformación de las sustancias y de energía, en los cuales participan los componentes bióticos del ecosistema.

Sobre la calidad de la calibración y de la adecuación de la reflexión del modelo, de las particularidades de la funcionalidad del ecosistema de la CGSM, lo certifica el hecho que con su ayuda se pudo reproducir el estado del ecosistema, tanto para los años 80's como para la actualidad.

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 el funcionamiento del ecosistema que el aporte de los otros ríos.

Las concentraciones más bajas de los elementos del ecosistema se observan durante la época seca, cuando las aguas relativamente mas limpias entran a la CGSM. En los periodos de las lluvias intensas, las fuentes de contaminación no solamente son los ríos, sino también las ciénagas adyacentes, conectadas con el río Magdalena por el sistema de los caños.

El modelo puede ser utilizado en el futuro como una herramienta para la búsqueda y aprobación de alternativas de mejoramiento de la calidad del agua y la conservación de productividad de la ciénaga.

Además el modelo puede ser utilizado con fines investigativos para la verificación de hipótesis científicas y explicación de hechos registrados durante el monitoreo ecológico; determinación de los enlaces causas – consecuencias de los diferentes procesos y fenómenos observados en el cuerpo de agua.

BIBLIOGRAFÍA

- Botero, L. 1988. Estudio ecológico de la ciénaga Grande de Santa Marta. Santa Marta. INVEMAR. Colombia.
- CIOH – Centro Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. 1999. Revisión bibliográfica, colección de datos primarios e históricos y generación de una base de datos como fundamento para el diseño del modelo de ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Informe final. Cartagena. Colombia.
- Cobeliens - Michkie O.I. 1983. Fotosíntesis del fitoplancton marino y su efectividad energética en relación con las condiciones de luminosidad. *Productividad primaria y secundaria de los organismos marinos*. Kiev, Ucrania, INBUM, pp.4-17.
- DNP-CORPAMAG. 1993. Plan de recuperación del complejo lagunar de la ciénaga Grande de Santa Marta. Diseño obras hidráulicas. Informe final. Bogotá. Colombia.
- Eppley R.W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish.Bull.*, vol.70, N4, pp.1063-1085. 972.
- 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.
- Finenco Z.Z. 1983. Leyes comunes del crecimiento y la fotosíntesis de las algas. *Productividad primaria y secundaria de los organismos marinos*. Instituto de biología del mar del sur, Ucrania, Sevastopol, INBUM, pp.35-45.
- GOIN -Instituto Oceanográfico Estatal. 1987. Modelacion de los componentes del ecosistema. Problemas de investigación y modelación matemática del ecosistema del Mar Báltico. vol 3., Rusia, Leningrado: Hidrometeoizdat, 255p.
- Gutelmager B.L., Vedernicov V.I. Sujanova I.N. 1980. Actividad fotosintética de los tipos básicos del fitoplancton en el mar Negro. *Ecosistema de pelagial del Mar Negro*. Rusia, Moscú, IOAN, pp.118-121.
- Hernandez, C.A. 1988. Producción primaria del fitoplancton en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, Bogotá
- _____.; G. E. Márquez. 1991. Producción primaria en el ecosistema Ciénaga Grande de Santa Marta, laguna costera del Caribe Colombiano. *Trianea (Act.Cient.Tecn.INDERENA)*, 4. P.385-407.
- Henderson – Sellers B. 1987. Ingeniería en limnología. Leningrado: Hidrometeoizdat, 335 pág.(en Rusia).
- Hess, K.W. MECCA. 1989. Programs Documentation. NOAA Tecnical Report NESDIS 46, Washington, D.C.
- IDEAM- Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales. 1999. Sistema de información nacional ambiental. Bogotá. Colombia.
- INBUM - Instituto de Biología de los Mareas del Sur. 1991. Modelación de los procesos de autodepuración del agua de las zonas litorales al mar. Ucrania, Sevastopol, 227p.
- IOAN- Instituto de Oceanología. 1977. Productividad biológica del océano. *Biología del océano*. Vol.2. Rusia, Moscú, 390p.
- _____. 1989. Modelos de los procesos oceánicos. Rusia, Moscú, 366p.
- 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.
- Lebedeva L.P. 1987. Modelo del ecosistema pelágico del Mar Negro. *Condición actual del ecosistema del Mar Negro*. Rusia, Moscú, IOAN, 240p.
- Lyakhin Y.I. 1980. Sobre la intensidad de intercambio de oxígeno entre el océano y la atmósfera. *Oceanología*, vol 18, N 6, Rusia, Moscú, pp.1014-1021.
- Ouens M. 1977. Elementos biogénicos, sus fuentes y papel en los sistemas fluviales. *Bases científicas de*

- pronóstico de la calidad de las aguas superficiales por indicadores Hidrobiológicos*. Rusia, Leningrado: Hidrometeoizdat., pp. 54-64.
- Parsons T.R., Takahashi M., H.Hargrave. 1984. Biological oceanographic processes. Oxford, New York, Pergamon Press, 324 p.
- Raymon J. 1983. Plankton y productividad del océano: Fitoplancton, v.1, Moscú, 567p.
- Rodziller I.D. 1984. Pronóstico de calidad de agua del deposito – establecimiento de las aguas de sentinas, Rusia, Moscu, 263 p.
- Ryther J.H. 1956. Photosynthesis in ocean as a function of light intensity. Limnol. Oceanogr, N 1, pp.61–70.
- Sarmiento J.L., Slater R.D., Fashman M.J.R. and other. 1993. A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the North Atlantic euphotic zone. Global biogeochemical cycles, vol.7, N 2, pp.417-450.
- Universidad de los Andes. Colciencias. 1993 Modelación Hidrodinámica de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. Bogotá. Colombia. 1993.
- Vinogradova L.A. 1979. Determinación experimental de la velocidad gravitacional de deposición de las algas planctónicas marinas. Oceanologia, vol. 17, N 4, Rusia, Moscú, pp. 694-699.

FECHA DE RECEPCIÓN: 24/04/01

FECHA DE ACEPTACIÓN: 23/06/03

DIRECCIÓN DE LOS AUTORES

Fundación Alianza Social para la Protección Ambiental de Colombia. Cr 22 No. 63A-18. Bogotá. Email: funaspac@hotmail.com (LAC) y tuch2001@ukr.net (YS).