

REDES TRÓFICAS ESTABLES EN BARROS ACTIVADOS

Emmanuel Purlis, Edgardo M. Contreras

Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos (CIDCA). CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata (UNLP). 47 y 116 (1900), La Plata, Argentina.

Tel/FAX: 54-221-4254853

E-mail: econtrer@quimica.unlp.edu.ar

Emmanuel Purlis: Ingeniero en Alimentos de la Universidad Nacional de Quilmes y Becario Doctoral del CONICET.

Edgardo M. Contreras: Bioquímico y Doctor de la Facultad de Ciencias Exactas de la Universidad Nacional de La Plata, Investigador Asistente del CONICET y docente de la Facultad de Ciencias Exactas de la UNLP, Argentina.

Palabras clave: barros activados, protozoarios, red trófica, filamentosos

RESUMEN

Aunque es evidente la presencia de predadores en sistemas de barros activados, ninguno de los modelos empleados actualmente para describir los sistemas de barros activados incorpora su presencia. El objetivo del presente estudio fue desarrollar un modelo matemático basado en una red trófica típica presente en un sistema de barros activados que permita explicar la coexistencia de microorganismos filamentosos (B1) y floculantes (B2) compitiendo por un único sustrato limitante (S) mediante la incorporación del proceso de predación.

La red trófica propuesta está formada por 5 especies bióticas (B1, B2, P1, P2 y P3) y dos abióticas (S y Xd). Las bacterias B1 y B2 compiten por un único sustrato soluble (S) mientras que los protozoarios bacterívoros (P1) se alimentan exclusivamente de B1 y B2. Se asumió que los protozoarios carnívoros (P3) consumen a otros protozoarios pero no se alimentan de sustrato soluble o de bacterias. Durante el decaimiento, tanto bacterias como protozoarios se lisan para generar una fracción f_d de sustrato orgánico particulado (Xd) y una fracción $(1 - f_d)$ de sustrato soluble S. El sustrato orgánico particulado (Xd) es consumido por los protozoarios predadores de materia orgánica muerta (P2). Se asumió que los procesos de crecimiento y predación son estrictamente aerobios y se agregó un término de inactivación adicional (k_i) para los protozoarios (P1, P2, P3) que tiene en cuenta la ausencia de oxígeno en el sedimentador. Se estudió el efecto del tiempo de residencia hidráulico en el tanque de aireación ($TRH = 12$ a 48 horas) y la concentración de sustrato orgánico a la entrada ($S_0 = 500$ a 2000 mgDQO/L).

Para todos los valores de S_0 estudiados se encontraron tres tipos de comportamiento. Para TRH bajos (altos valores de D) la bacteria filamentososa B1 desaparece del sistema prevaleciendo el microorganismo floculante B2; por el contrario, altos TRH determinan la desaparición de B2 y en una zona intermedia coexisten ambas especies. Los resultados indican que en condiciones de bajos TRH se obtendría un lodo con exceso de microorganismos floculantes (B2), para TRH intermedios (15 a 18 horas) el flóculo estaría compuesto por ambos tipos bacterianos (B1 y B2) mientras que altos TRH (y por lo tanto alta edad de lodos) facilitarían la aparición de bacterias filamentosas (B1), aún en presencia de predadores.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más frecuentes en los sistemas de barros activados, el fenómeno conocido como bulking filamentososo, puede atribuirse al exceso de microorganismos filamentosos (Mfil) en relación a los floculantes (Mfloc). La teoría de la selección cinética (Chudoba y col., 1973) es hasta ahora la más aceptada para explicar el bulking filamentososo. Según esta teoría los Mfil y Mfloc siguen una cinética de tipo Monod para la dependencia de su velocidad específica de crecimiento (μ) con la concentración del sustrato limitante (S). Aunque la ecuación de Monod fue desarrollada para cultivos puros creciendo con un único sustrato limitante, su aplicación en el modelado de sistemas de barros activados está muy difundida. Por un lado, es evidente que un barro activado no es un cultivo puro; asimismo un agua residual está compuesta por muchos sustratos orgánicos y por lo tanto deben emplearse parámetros globales para cuantificar la cantidad de materia orgánica presente, como por ejemplo la demanda química de oxígeno (DQO) o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En este contexto S incluye una diversidad de sustancias, no todas

ellas identificadas y por lo tanto, la ecuación de Monod no sería aplicable. Sin embargo la experiencia indica que si se utilizan los coeficientes cinéticos adecuados, la ecuación de Monod puede ser empleada para representar razonablemente bien el proceso de crecimiento de la biomasa.

Cuando se emplea un parámetro global para cuantificar la concentración de S (por ejemplo DQO), entonces en un sistema de barros activados los Mfil y Mfloc compiten por la utilización de un único sustrato S. En general se acepta que los Mfil tienen valores más bajos de K_S y μ_{max} que los Mfloc; esta diferencia les brida una ventaja en condiciones de baja concentración de sustrato o altos tiempos de residencia celular (TRC) (Wanner, 1994). Sin embargo, Cenens y col. (2000a) demostraron matemáticamente que en tanques agitados con y sin reciclo no es posible la coexistencia de dos microorganismos compitiendo por un único sustrato; esta conclusión fue confirmada experimentalmente por otros autores (Contreras y col., 2004). De esta manera, la teoría actualmente más aceptada no puede explicar una observación tan evidente como la coexistencia de diferentes microorganismos en los sistemas de barros activados.

Se han desarrollado diferentes modelos matemáticos para explicar la coexistencia de diferentes especies microbianas en sistemas de barros activados; sin embargo, todos ellos se basan en la presencia de más de un sustrato limitante del crecimiento (compuestos de C, amonio, nitrito, nitratos) o en condiciones operativas (temperatura, oxígeno disuelto, etc.) que limitan el desarrollo de las diferentes especies presentes para obtener la coexistencia. Por ejemplo, Lau y col. (1984) incorporan el efecto de la difusión del sustrato (orgánico) y oxígeno dentro del flóculo. En el modelo desarrollado por Hermanowicz (1987) se tiene en cuenta la limitación doble por sustrato y oxígeno y la coexistencia se obtiene alterando la concentración de oxígeno disuelto para prevenir la desaparición (lavado) de alguna especie del sistema. Kappeler y Gujer (1992, 1994) desarrollaron un modelo matemático el cual asumía que los Mfil eran aerobios estrictos mientras que los Mfloc eran facultativos; asimismo incorporaban microorganismos nitrificantes, los cuales no compiten por el sustrato orgánico. Recientemente, Cenens y col. (2000b) desarrollaron un modelo basado en la selección cinética y la teoría de la estructura filamentosa de Sezgin y col. (1978) que predice la coexistencia de Mfil y Mfloc en un amplio rango de condiciones operativas. Para representar la incorporación de Mfil a los flóculos el modelo supone que existe una conversión de Mfil a Mfloc; por lo tanto, el aumento de Mfloc sería el resultado de dos procesos: su propio crecimiento y la conversión de los Mfil. Sin embargo, esto implica que los Mfloc que se originan por conversión de los Mfil tienen la misma cinética de crecimiento que los Mfloc que se aparecen por su propia duplicación; evidentemente la hipótesis de la conversión de microorganismos no tiene sentido desde el punto de vista biológico.

La predación de bacterias por protozoarios, especialmente por ciliados, ha sido documentada en diferentes ambientes, entre ellos en sistemas de barros activados (Curds, 1992). Diferentes tipos de protozoarios están involucrados en la clarificación del efluente debido a su efecto predatorio sobre las bacterias libres (Ratsak y col., 1996; Decamp and Warren, 1998). Los predadores pueden ejercer una presión altamente selectiva sobre las diferentes especies bacterianas presentes en el sistema. Por ejemplo, Nittla y col. (1987) encontraron que el protozoario *Trochiloides recta* se alimenta preferentemente de los Mfil Tipo 021Ny Tipo I-2. Asimismo, la presencia de este protozoario generalmente está asociada a la reducción del índice volumétrico de lodos. Aunque es evidente la presencia de predadores en sistemas de barros activados, ninguno de los modelos descritos previamente incorpora su presencia. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue desarrollar un modelo matemático basado en una red trófica típica presente en un

sistema de barros activados que permita explicar la coexistencia de diferentes especies microbianas compitiendo por un único sustrato limitante.

Descripción de la cadena trófica propuesta

En un barro activado típico generalmente puede observarse la coexistencia de un gran número de organismos que forman una red trófica altamente compleja. Con el objeto de simplificar el sistema, usualmente las especies presentes son agrupadas según alguna función o propiedad en común. En el caso particular del modelo desarrollado en el presente trabajo las bacterias se agruparon según sean filamentosas (B1) o floculantes (B2) mientras que los protozoarios puede ser bacterívoros (P1), predadores de materia orgánica muerta (P2) o carnívoros (P3) (Pellizzaro y Hoffmann, 2005). De esta manera, la red trófica propuesta (Fig. 1) esta formada por 5 especies bióticas (B1, B2, P1, P2 y P3) y dos abióticas (S y Xd). Las bacterias B1 y B2 compiten por un único sustrato soluble (S) mientras que los protozoarios bacterívoros (P1) se alimentan exclusivamente de B1 y B2. Se asume que los protozoarios carnívoros (P3) consumen a otros protozoarios pero no se alimentan de sustrato soluble o de bacterias. Durante el proceso de decaimiento o muerte, tanto bacterias como protozoarios se lisan para generar una fracción f_d de sustrato orgánico particulado (Xd) y una fracción $(1 - f_d)$ de sustrato soluble S. A su vez, el sustrato orgánico particulado (Xd) es consumido por los protozoarios predadores de materia orgánica muerta (P2). En todos los casos el decaimiento se asume de primer orden con una constante k_d respecto de la especie que decae (Tabla 1) y el valor de f_d empleado fue 0.2 (Orhon y Artan, 1994).

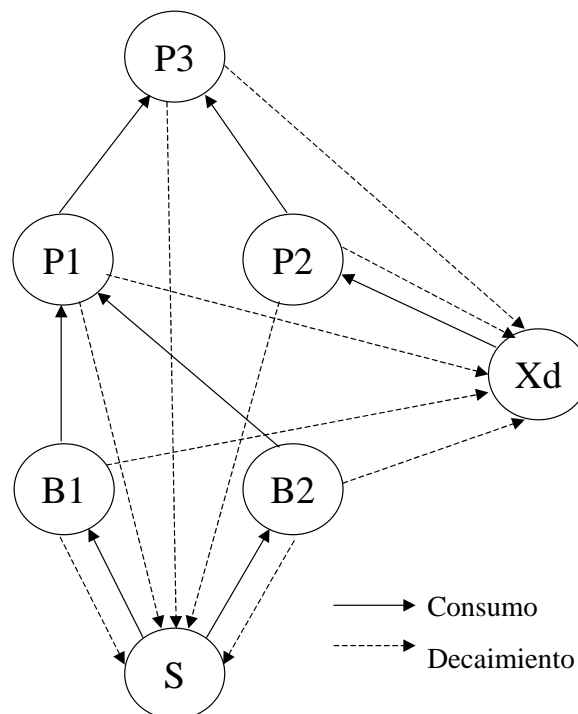


Figura 1. Esquema de la red trófica propuesta para representar un barro activado aeróbico.

En el modelo propuesto se asume que los procesos de crecimiento y predación son estrictamente aerobios y por lo tanto ocurren solamente en el tanque de aireación (TA). Se agregó un término de inactivación adicional (k_i) para los protozoarios (P1, P2, P3) que tiene en cuenta el efecto de la ausencia de oxígeno en el sedimentador (Van Loosdrecht y Henze,1999); en estas condiciones la inactivación de los protozoarios produce exclusivamente X_d . Asimismo, debido al ambiente anaeróbico del sedimentador se asumió que no hay consumo de S ni proceso de crecimiento de alguna especie.

Cuando una especie tiene un único sustrato (por ejemplo, B1 se alimenta solamente de S, P2 de X_d) el crecimiento se describe mediante cinética de tipo Monod con un rendimiento constante ($Y_{B1/S}$, Y_{P2/X_d}). Por otra parte, cuando una especie tiene dos sustratos posibles (P1 se alimenta de B1 y B2; P3 de P1 y P2) el crecimiento de esta especie se describe mediante una ecuación cinética en donde cada sustrato es un inhibidor competitivo del consumo del otro. Por ejemplo, P1 se alimenta de B1 y B2, altas concentraciones de B1 inhiben el consumo de B2 por parte de P1 y viceversa. De la misma manera, P3 se alimenta de P1 y P2 y se asumió que P1 es un inhibidor competitivo del consumo de P2 por P3 y recíprocamente, P2 es inhibidor competitivo del consumo de P1.

Descripción del sistema de tratamiento

El sistema convencional de barras activados se compone de un tanque de aireación (TA) de volumen V_{TA} , seguido de un sedimentador secundario (SE) de volumen $V_{SE} = 0.3 V_{TA}$ en donde los barro sedimentan; una fracción ($r = 0.5$) del caudal de ingreso es retornada al TA mientras que otra ($w = 0.05$) es purgada del sistema (Fig. 2). Se asumió condición de mezclado perfecto en el TA y un SE con una eficiencia del 90% ($\epsilon_s = 0.9$) tal que la concentración de sólidos en la salida del sedimentador (X_{SA}) era el producto de $(1-\epsilon_s)$ por la concentración en el sedimentador (X_{SE}). Asimismo, se consideró que la concentración de las especies particuladas (B1, B2, P1, P2, P3, X_d) en el barro de retorno (X_R) era proporcional a su concentración en el sedimentador (X_{SE}); este factor de concentración $\beta > 1$ es específico para cada especie (Cenens y col., 2000a,b). Si Q_0 es el caudal de ingreso de agua residual, el tiempo de residencia hidráulico en el tanque de aireación es $TRH = V_{TA}/Q_0$, que corresponde a una velocidad de dilución $D = 1/TRH$; para abreviar notación, todas las ecuaciones fueron escritas en función de D.

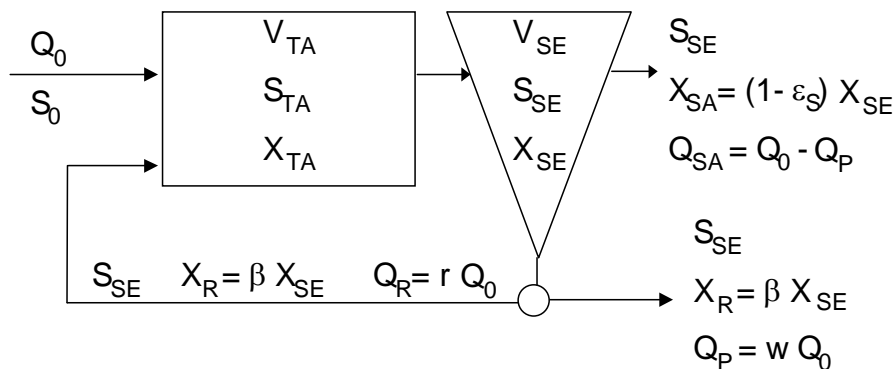


Figura 2. Esquema del sistema de tratamiento. X representa a todas las especies particuladas (B1, B2, P1, P2, P3, X_d); S es el sustrato soluble.

Los balances de materia en el tanque de aireación (TA) (Fig. 2) para el sustrato soluble (S_{TA}) y para las especies particuladas (X_{TA}) son los siguientes:

$$\frac{dS_{TA}}{dt} = D(S_0 - S_{TA}) + rD(S_{SE} - S_{TA}) + R_{STA} \quad (1)$$

$$\frac{dX_{TA}}{dt} = rD\beta X_{SE} - D(1+r)X_{TA} + R_{XTA} \quad (2)$$

donde R_{STA} y R_{XTA} representan la velocidad neta de reacción de S y las especies particuladas X (B1, B2, P1, P2, P3, Xd) en el TA respectivamente; por lo tanto la ec.(2) representa un conjunto de 6 ecuaciones, una para cada especie particulada.

En el caso del sedimentador (SE) (Fig. 2), los balances de materia para el sustrato soluble (S_{SE}) y para las especies particuladas (X_{SE}) resultan:

$$\frac{dS_{SE}}{dt} = \frac{D}{\alpha_S} (1+r)(S_{TA} - S_{SE}) \quad (3)$$

$$\frac{dX_{SE}}{dt} = D\{(1+r)X_{TA} - [(r+w)\beta + (1-w)(1-\varepsilon_S)]X_{SE}\} + R_{XSE} \quad (4)$$

donde R_{XSE} representa la velocidad neta de reacción de las especies particuladas X (B1, B2, P1, P2, P3, Xd) en el SE. Nótese que en la ec. (3) no aparece un término de velocidad de reacción del sustrato ($R_{SSE} = 0$) debido a que se asumió que el sedimentador es un ambiente anaeróbico y por lo tanto no hay actividad biológica significativa. Al igual que para el TA, la ec.(4) representa un conjunto de 6 ecuaciones, una para cada especie particulada.

Las expresiones de la cinética microbiana en el tanque de aireación correspondientes a los términos R_{STA} , R_{XTA} son las siguientes (se omitió el subíndice TA para abreviar la notación):

$$R_s = (1-f_d)(k_{dB1}B1 + k_{dB2}B2 + k_{dP1}P1 + k_{dP2}P2 + k_{dP3}P3) - \frac{\mu_{B1}}{Y_{B1/S}}B1 - \frac{\mu_{B2}}{Y_{B2/S}}B2 \quad (5)$$

$$R_{Bi} = (\mu_{Bi} - k_{dBi})Bi - \frac{\alpha_{P1}}{Y_{P1/Bi}} \frac{\mu_{mP1Bi}}{K_{Bi}} BiP1, \quad i = 1, 2 \quad (6)$$

$$R_{Pi} = (\mu_{Pi} - k_{dPi})Pi - \frac{\alpha_{P3}}{Y_{P3/Pi}} \frac{\mu_{mP3Pi}}{K_{Pi}} PiP3, \quad i = 1, 2 \quad (7)$$

$$R_{P3} = (\mu_{P3} - k_{dP3})P3 \quad (8)$$

$$R_{Xd} = f_d(k_{dB1}B1 + k_{dB2}B2 + k_{dP1}P1 + k_{dP2}P2 + k_{dP3}P3) - \frac{\mu_{P2}}{Y_{P2/Xd}}P2 \quad (9)$$

donde:

$$\mu_{Bi} = \mu_{mBi} \frac{S}{K_{Si} + S}, \quad i = 1, 2 \quad (10)$$

$$\mu_{P1} = \alpha_{P1} \left(\frac{\mu_{mP1B1}}{K_{B1}} B1 + \frac{\mu_{mP1B2}}{K_{B2}} B2 \right), \quad \alpha_{P1} = \frac{1}{1 + \frac{B1}{K_{B1}} + \frac{B2}{K_{B2}}} \quad (11)$$

$$\mu_{P2} = \mu_{mP2} \frac{Xd}{K_{Xd} + Xd} \quad (12)$$

$$\mu_{P3} = \alpha_{P3} \left(\frac{\mu_{mP3P1}}{K_{P1}} P1 + \frac{\mu_{mP3P2}}{K_{P2}} P2 \right), \quad \alpha_{P3} = \frac{1}{1 + \frac{P1}{K_{P1}} + \frac{P2}{K_{P2}}} \quad (13)$$

En el caso del sedimentador las expresiones para los términos R_{XSE} son las siguientes:

$$R_{XiSE} = -k_{Xi} X_{iSE} \quad \text{con} \quad X_i = B1, B2, P1, P2, P3 \quad (14)$$

$$R_{XdSE} = k_{B1} B1_{SE} + k_{B2} B2_{SE} + k_{P1} P1_{SE} + k_{P2} P2_{SE} + k_{P3} P3_{SE} \quad (15)$$

La ec.(10) representa una dependencia tipo Monod para la velocidad específica de crecimiento (μ) de B1 y B2 utilizando S; en la ec.(11) se asumió una inhibición competitiva recíproca del consumo de B1 y B2 por parte de P1; la ec.(12) es similar a la ec.(10) para P2 utilizando Xd y finalmente la ec.(13) representa la inhibición competitiva recíproca del consumo de P1 y P2 por parte de P3. En la Tabla 1 se muestran los coeficientes cinéticos y estequiométricos correspondientes al modelo propuesto en el presente estudio.

Método numérico

El sistema descrito previamente esta compuesto por 14 ecuaciones diferenciales ordinarias acopladas, 7 para el TA (ecs. 1 y 2) y 7 para el SE (ecs. 3 y 4). Por esta razón, el problema debe resolverse en forma simultánea para todas las variables. Además, debido a la complejidad del sistema, un método simple, como por ejemplo el método de Euler explícito no produce resultados satisfactorios ya que se obtienen problemas de estabilidad y convergencia de las soluciones. Por lo tanto, se eligió trabajar con el método de Runge-Kutta debido a que es más preciso y robusto. El sistema de ecuaciones propuesto se resolvió empleando un algoritmo desarrollado en Matlab 6.1, utilizando el método de Runge-Kutta de orden 4 y 5 con paso de integración variable; el tiempo total de simulación fue 5000 horas. Se estudió el efecto del tiempo de residencia hidráulico en el tanque de aireación (TRH = 12 a 48 horas) y la concentración de sustrato orgánico a la entrada ($S_0 = 500$ a 2000 mgDQO/L) en el comportamiento del sistema.

Tabla 1. Coeficientes cinéticos y estequiométricos

Espece Biótica	Coefficiente	Valor	Referencia
B1 (bacteria filamentosa)	μ_{mB1}	0.5 h^{-1}	Contreras y col., 2004
	K_{S1}	50 mgDQO/L	Contreras y col., 2004
	k_{dB1}	0.01 h^{-1}	Contreras y col., 2004
	$Y_{B1/S}$	0.57 gDQO/gDQO	Contreras y col., 2004
	β_{B1}	1.1 (adim.)	Cenens y col., 2000a,b
	k_{iB1}	0 h^{-1}	Este trabajo
B2 (bacteria floculante)	μ_{mB2}	1 h^{-1}	Contreras y col., 2004
	K_{S2}	100 mgDQO/L	Contreras y col., 2004
	k_{dB2}	0.08 h^{-1}	Contreras y col., 2004
	$Y_{B2/S}$	0.64 gDQO/gDQO	Contreras y col., 2004
	β_{B2}	2 (adim.)	Cenens y col., 2000a,b
	k_{iB2}	0 h^{-1}	Este trabajo
P1 (protozoario bacterívoro)	μ_{mP1B1}	0.3 h^{-1}	(1)
	μ_{mP1B2}	0.3 h^{-1}	(1)
	K_{B1}	10 mgDQO/L	(1)
	K_{B2}	10 mgDQO/L	(1)
	k_{dP1}	0.01 h^{-1}	(1)
	$Y_{P1/B1}$	0.7 gDQO/gDQO	(1)
	$Y_{P1/B2}$	0.7 gDQO/gDQO	(1)
	β_{P1}	2 (adim.)	Cenens y col., 2000a,b
P2 (predador de sustrato particulado)	μ_{mP2}	0.25 h^{-1}	(1)
	K_{Xd}	100 mgDQO/L	(1)
	k_{dP2}	0.01 h^{-1}	(1)
	$Y_{P2/Xd}$	0.75 gDQO/gDQO	(1)
	β_{P2}	2 (adim.)	Cenens y col., 2000a,b
	k_{iP2}	1 h^{-1}	Este trabajo
P3 (protozoario carnívoro)	μ_{mP3P1}	0.25 h^{-1}	(1)
	μ_{mP3P2}	0.25 h^{-1}	(1)
	K_{P1}	20 mgDQO/L	(1)
	K_{P2}	20 mgDQO/L	(1)
	k_{dP3}	0.01 h^{-1}	(1)
	$Y_{P3/P1}$	0.7 gDQO/gDQO	(1)
	$Y_{P3/P2}$	0.7 gDQO/gDQO	(1)
	β_{P3}	2 (adim.)	Cenens y col., 2000a,b
	k_{iP3}	1 h^{-1}	Este trabajo

(1) Estimados según los criterios sugeridos por Cunningham y Nisbet (1983) y Nisbet y col. (1983)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3 se muestra un ejemplo de los resultados obtenidos; en el caso particular mostrado las condiciones de operación fueron las siguientes: TRH = 16 horas y $S_0 = 1000$ mgDQO/L. Como puede observarse, en estas condiciones se obtuvo la coexistencia estable de todas las especies en el sistema. Sin embargo, no se obtuvo un estado estacionario sino un comportamiento cíclico con un período de 214 horas. En cada ciclo puede observarse claramente el fenómeno conocido como sucesión biológica (Pellizzaro y Hoffmann, 2005). A medida que B1 y B2 aumentan, S disminuye y viceversa. El aumento de las bacterias (B1, B2) provoca un incremento de su predador P1 el cual decae generando Xd; ésta especie es sustrato para P2 y por lo tanto crece. Asimismo, el incremento en la concentración de P1 y P2 provoca un aumento de los protozoarios carnívoros (P3). En general las oscilaciones de las concentraciones en el SE fueron más suaves que en el TA debido a que en el primero no hay reacciones de consumo de sustratos por su condición anaerobia. Asimismo, estas condiciones en el SE aceleran el decaimiento de protozoarios generando altas concentraciones de Xd en este equipo.

En general para todas las concentraciones de S_0 ensayadas se encontraron tres tipos de comportamiento. Para TRH bajos (altos valores de D) la bacteria filamentosa B1 tiende a desaparecer del sistema prevaleciendo el microorganismo floculante B2; por el contrario, altos TRH determinan la desaparición de B2 (Fig. 4) y en una zona intermedia coexisten ambas especies (Fig. 3). Estos resultados concuerdan con los informados previamente por Contreras y col. (2002, 2004) e indican que condiciones de altos TRH (y por lo tanto alta edad de lodos) facilitarían la aparición de bulking filamentoso. En la Figura 4 puede observarse además que a medida que aumenta S_0 las oscilaciones se vuelven más amplias y con un período más largo; sin embargo, la forma general parece ser la misma independientemente de S_0 . Con relación a los protozoarios, P1 y P3 coexisten en todas las condiciones ensayadas; sin embargo P2 tiende a desaparecer para altos TRH (Fig. 5).

Es importante destacar que en términos generales nunca se obtuvo un verdadero estado estacionario del sistema debido a que siempre aparecían fuertes oscilaciones de las especies para todas las condiciones ensayadas. Asimismo, siempre que aumentaba P1 (y consecuentemente de P2 y P3) disminuían B1 y B2 y provocaba un fuerte aumento de S debido a que estas especies eran las únicas que consumían S. Por lo tanto, la máxima concentración de protozoarios coincidía aproximadamente con el mínimo de bacterias y el máximo de sustrato. Las fuertes oscilaciones de S podría deberse a que en el modelo se asumió que ningún protozoario consume S; sin embargo se sabe que esto no es estrictamente correcto ya que éstos en general tienen hábitos alimenticios más complejos (Pellizzaro y Hoffmann, 2005). En condiciones de falta de bacterias, algunos protozoarios consumen sustrato soluble cuando esta disponible y de esta manera podrían contribuir a amortiguar las oscilaciones de S y se podrían alcanzar estados con oscilaciones pequeñas o estacionarios, tal como se observa en los sistemas reales. En trabajos futuros se propondrán modificaciones al modelo propuesto con el objetivo de tener en cuenta el efecto del consumo de sustrato por parte de los protozoarios en el comportamiento del sistema.

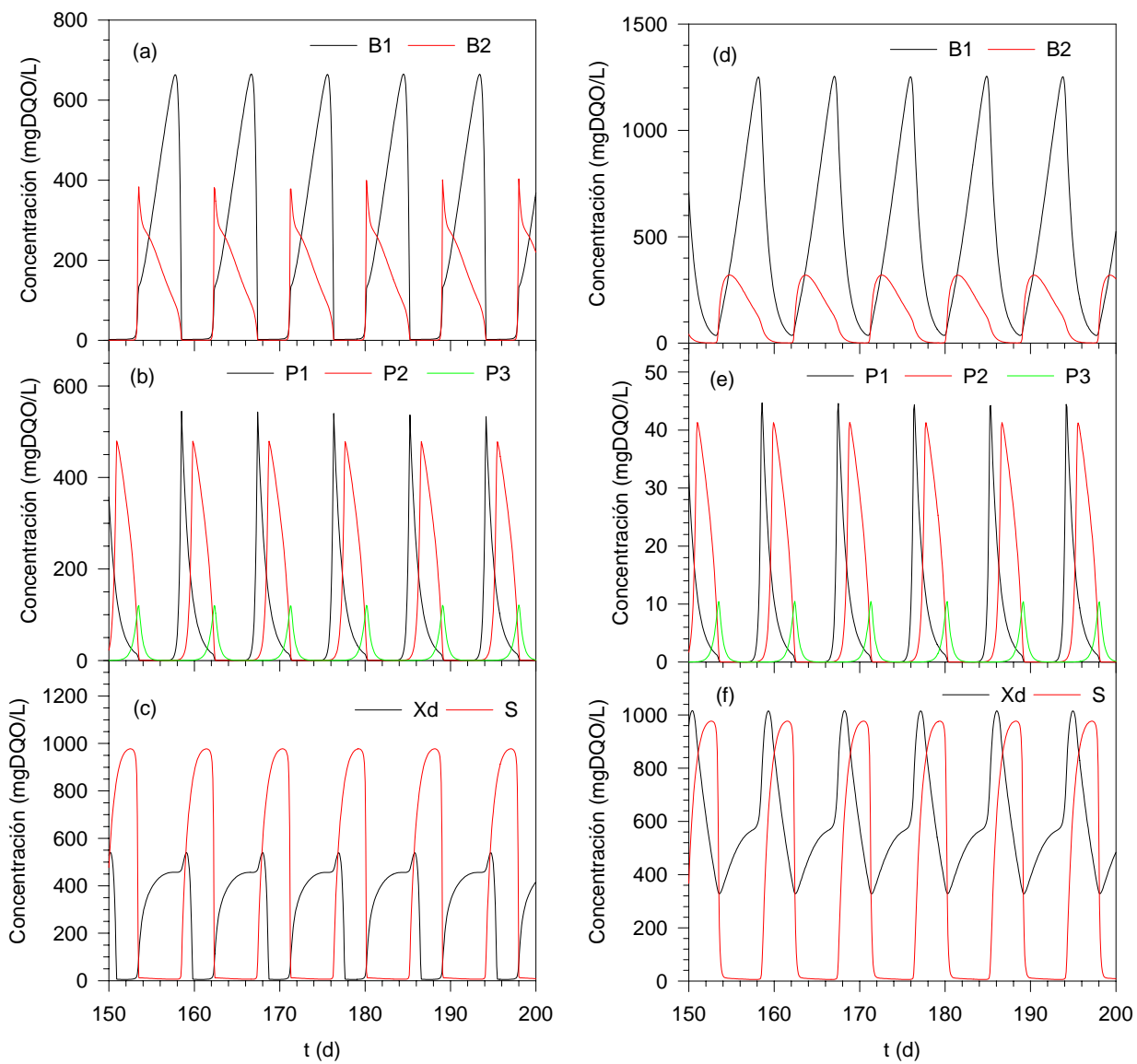


Figura 3. Concentración de las especies B1, B2, P1, P2, P3, Xd, S en el tanque de aireación (a, b, c) y en el sedimentador (d, e, f) en función del tiempo. Condiciones de operación: TRH = 16 h, $S_0 = 1000$ mgDQO/L

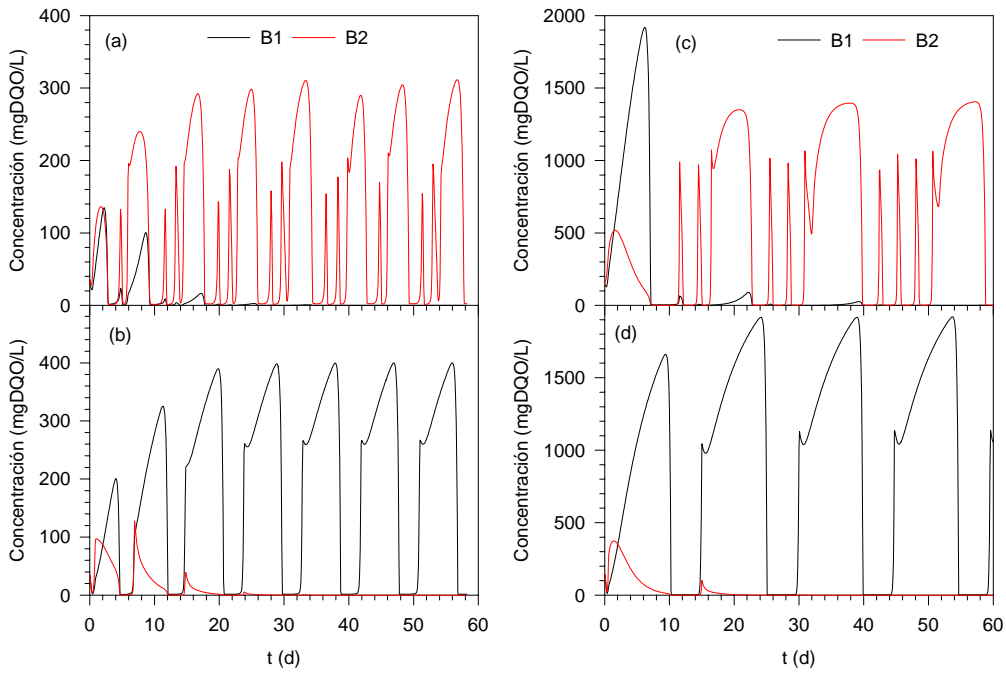


Figura 4. Concentración de las especies B1 y B2 en el tanque de aireación para diferentes condiciones de operación: (a) TRH = 12 h, $S_0 = 500$ mgDQO/L; (b) TRH = 24 h, $S_0 = 500$ mgDQO/L; (c) TRH = 12 h, $S_0 = 2000$ mgDQO/L; (d) TRH = 24 h, $S_0 = 2000$ mgDQO/L

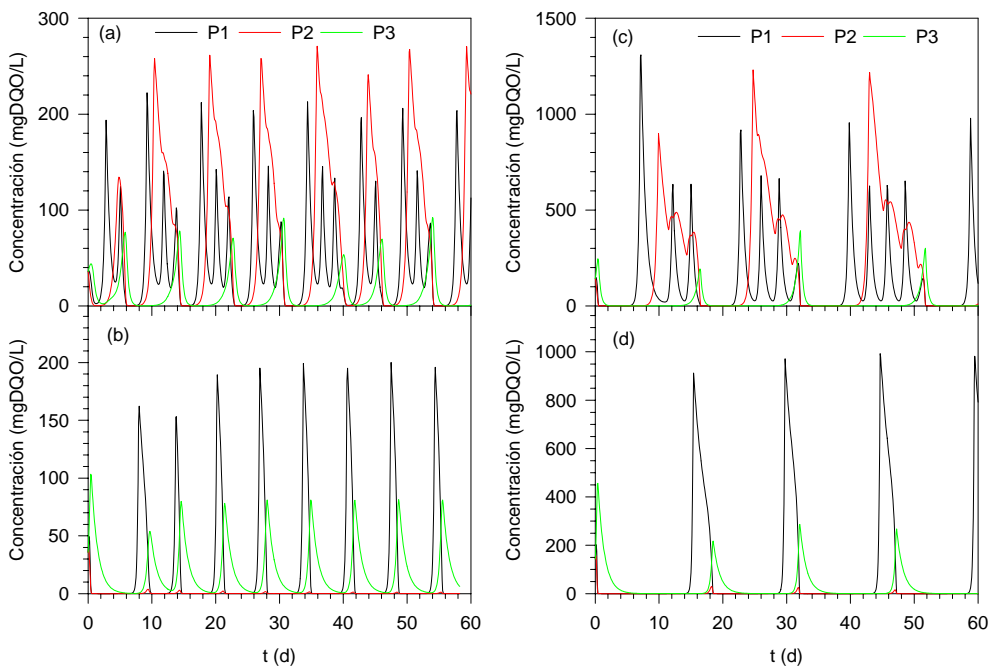


Figura 5. Concentración de las especies P1, P2 y P3 en el tanque de aireación para diferentes condiciones de operación: (a) TRH = 12 h, $S_0 = 500$ mgDQO/L; (b) TRH = 48 h, $S_0 = 500$ mgDQO/L; (c) TRH = 12 h, $S_0 = 2000$ mgDQO/L; (d) TRH = 48 h, $S_0 = 2000$ mgDQO/L

CONCLUSIONES

El modelo propuesto de red trófica permitió la coexistencia de dos tipos de bacterias (B1 y B2) que compiten por un único sustrato (S). Dicha coexistencia se logra por la presión que ejercen los protozoarios bacterívoros (P1) sobre la población de bacterias que prevalece. Asimismo, las otras especies de protozoarios (P2, P3) ejercen un efecto secundario en la dinámica del sistema. En general se observaron patrones de tipo oscilatorio periódico y no se obtuvieron verdaderos estados estacionarios dentro de las condiciones ensayadas. Para todas las concentraciones de S_0 estudiadas se encontraron tres tipos de comportamiento. Para TRH bajos (altos valores de D) la bacteria filamentosa B1 desaparece del sistema prevaleciendo el microorganismo floculante B2; por el contrario, altos TRH determinan la desaparición de B2 y en una zona intermedia coexisten ambas especies. Estos resultados indican que en condiciones de bajos TRH se obtendría un lodo con exceso de microorganismos floculantes (B2), para TRH intermedios (15 a 18 horas) el flóculo estaría compuesto por ambos tipos bacterianos (B1 y B2) mientras que altos TRH (y por lo tanto alta edad de lodos) facilitarían la aparición de bacterias filamentosas (B1), aún en presencia de protozoarios predadores.

Referencias

- Cenens C., Smets I.Y., Ryckaert V.G., Van Impe J.F. (2000a) Modeling the competition between floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge wastewater treatment systems-I. Evaluation of mathematical models based on kinetic selection theory. *Water Res.* 34:2525-2534.
- Cenens C., Smets I.Y., Ryckaert V.G., Van Impe J.F. (2000b) Modeling the competition between floc-forming and filamentous bacteria in activated sludge wastewater treatment systems-II. A prototype mathematical model based on kinetic selection and filamentous backbone theory. *Water Res.* 34:2535-2541.
- Chudoba J., Cech J. S., Farkac J., Grau P. (1985) Control of activated sludge filamentous bulking. Experimental verification of a kinetic selection theory. *Water Res.* 19:191-196.
- Contreras E., Giannuzzi L., Zaritzky N. (2002) Competitive growth kinetics of *Sphaerotilus natans* and *Acinetobacter anitratus*. *Water Sci. Technol.* 46:45-48.
- Contreras E., Giannuzzi L., Zaritzky N. (2004) Use of image analysis in the study of competition between filamentous and non-filamentous bacteria. *Water Res.* 38:2621-2630.
- Cunningham A., Nisbet R.M. (1983) Transients and oscillations in continuous culture. En: *Mathematical methods in microbiology*. Bazin M.J. (Ed.) pp. 77-103.
- Curds C.R. (1992) *Protozoa and the Water Industry*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Decamp O., Warren A. (1998) Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment. *Water Res.* 32:1989-1996.
- Hemanowicz S. (1987) Dynamic changes in populations of the activated sludge community: effect of dissolved oxygen variations. *Water Sci. Tech.* 19:889-895.
- Kappeler J., Gujer W. (1992) Bulking in activated sludge systems: a qualitative simulation model for *Sphaerotilus natans*, Type 021N and Type 0961. *Water Sci. Tech.* 26:473-482.
- Kappeler J., Gujer W. (1994) Verification and applications of a mathematical model for "aerobic bulking". *Water Res.* 28:303-310.

- Lau A., Strom P., Jenkins D. (1984) The competitive growth of floc-forming and filamentous bacteria: a model for activated sludge bulking. *JWPCF* 56:52-61.
- Nisbet R.M., Cunningham A., Gurney W.S.C. (1983) Endogenous metabolism and the stability of microbial prey-predation systems. *Biotech. Bioeng.* 25:301-306.
- Nitta T., Sakay Y., Mori T. (1987) The role of *Trochiloides recta* in elimination of bulking. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 26:195-198.
- Orhon D., Artan N. (1994) *Modelling of activated sludge systems*. Technomic Publishing Company, Inc., USA.
- Pellizzaro A., Hoffmann H. (2005) Procesos aerobios de tratamiento de materia organica: microbiología, ecología y bioquímica. Presentado en: V Curso de Tratamiento Biológico de Residuos. 18 al 30 de abril de 2005. Florianópolis, Brasil.
- Ratsak C.H., Maarsen K.A., Kooijman A.L.M. (1996) Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge. *Water Res.* 30:1-12.
- Sezgin M., Jenkins D., Parker D.S. (1978) A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *JWPCF* 50:362-381.
- Van Loosdrecht M.C.M., Henze M. (1999) Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Water Sci. Technol.* 39:107-117.
- Wanner J. (1994) *Activated sludge bulking and foaming control*. Technomic Publishing Company, Inc., USA.