

EFEECTO DE CONTAMINANTES SOBRE LA TRANSFERENCIA DE OXÍGENO EN SISTEMAS DE AERACIÓN ANALIZADO MEDIANTE UN MODELO DE DOS ZONAS SIMPLIFICADO

Esteban Durán Herrera^{1} y Gerardo Rojas Meza*

1. Escuela de Ingeniería Química, Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, San José, 2060 Costa Rica

Recibido: 24 de abril, 2006; aceptado: 4 de diciembre, 2006

Abstract

A series of unsteady-state reaeration tests were performed in a 1000 l tank at 1×10^{-3} normal m^3/s diffused-air flow rate and 298,65 K water temperature. Three different types of impurities: soybean oil, surfactant, and diatomaceous earth were doped to simulate the impurities in wastewaters and the effects of the impurities on the oxygen transfer rate were investigated. The ASCE and the new simplified two-zone oxygen mass-transfer models were used to analyze the unsteady-state reaeration data and the volumetric mass-transfer coefficients determined from them were correlated as a function of the impurity concentration. An empirical correlation that predicts successfully the volumetric oxygen-transfer coefficient in an aqueous system with mixed impurities was found. The results showed that the mass-transfer coefficients of the surface aeration zone are more sensitive to the impurity concentration than those of the gas bubble zone.

Palabras clave: aeración, transferencia de oxígeno, modelo de dos zonas, contaminantes, factor alfa

Key words: aeration, oxygen transfer, two zone transfer-model, impurities, alpha factor

I. Introducción

La transferencia de oxígeno se puede definir como el fenómeno mediante el cual se transfiere oxígeno de una fase a otra. En muchos procesos biotecnológicos, tales como fermentaciones, tratamientos de efluentes mediante sistemas de lodos activados, lagunas aireadas y digestiones aeróbicas, la transferencia suficiente de oxígeno es esencial para garantizar la respiración aeróbica de los microorganismos presentes en dichos sistemas y con ello el buen desempeño de los mismos. En un sistema industrial de tratamiento de aguas residuales, el oxígeno debe estar disponible a una tasa

*email: eduran@fing.ucr.ac.cr

equivalente a la carga de demanda de oxígeno ejercida por las aguas residuales que entran a la planta, por lo que se puede afirmar que la tasa a la que el oxígeno disuelto pueda estar disponible determina la tasa a la que las aguas residuales pueden ser purificadas.

Son muchos los factores que influyen en los mecanismos de transferencia de oxígeno en los procesos de tratamiento de aguas residuales: los contaminantes presentes en el agua residual, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (fuerza motriz), el tipo de dispositivo de aeración y/o aireación, la turbulencia y la geometría del tanque [10]. Dado que estos factores hacen que la aplicación en el campo de un dispositivo de aireación sea única, se ha hecho común el especificar los sistemas de aireación a "condiciones estándar" y a utilizar los así llamados factores alfa (α), beta (β), theta (θ) y efe (F) para ajustar las tasas de transferencia de las condiciones estándar a las condiciones de campo. Las "condiciones estándar" en los Estados Unidos [1, 4] son una temperatura de 20°C, 101325 Pa (760 mmHg) de presión barométrica, agua limpia de tubo y una concentración de oxígeno disuelto de cero. El éxito de una buena estimación de la tasa de transferencia de oxígeno en un sistema operando en sus condiciones de campo, radica en una apropiada determinación de los factores α , F , β y θ por lo que ésta no se puede subestimar. Por ejemplo, una tasa de transferencia en el campo es tan solo un 47% de la tasa de transferencia estándar cuando $C = 2$ mg/l; $\alpha = 0,8$; $F = 0,9$; $\beta = 0,9$; $T = 18^\circ\text{C}$ y $\theta = 1,024$. Esto implica que una escogencia inadecuada de estos factores puede llevar al sobre o subdiseño drástico de sistemas de aeración.

En este artículo se presenta el estudio del efecto que produce la presencia de diversas sustancias contaminantes comunes en las aguas residuales sobre los coeficientes de transferencia de oxígeno y con ello sobre los factores alfa; para ello se utiliza un nuevo modelo simplificado de transferencia de masa que se presentó en un artículo anterior [3], el cual considera dos zonas de transferencia y no sólo una como tradicionalmente se ha hecho.

II. El factor α y variables que lo afectan

El factor α se define como el $K_L a$ (agua residual) / $K_L a$ (agua limpia). Este factor tiende a cuantificar la dependencia de la tasa de transferencia de oxígeno con las características del agua residual, de los patrones de mezcla, de la geometría del sistema y de las características del tipo de difusor; y es quizá el parámetro más controversial e investigado con el que se pretende pasar el desempeño de un sistema de aeración en condiciones de agua limpia a determinadas condiciones de campo. El efecto del método de aeración es particularmente importante, ya que es usual observar grandes diferencias en este factor al utilizar dos métodos de aeración distintos con la misma agua residual [10].

La presencia de solutos u otros materiales puede tener efectos tanto adversos como benéficos sobre la transferencia de oxígeno. El efecto exacto dependerá de

la naturaleza del soluto y del tipo de sistema de aeración. Por ejemplo, las sales disueltas reducen la solubilidad del oxígeno, pero inhiben la coalescencia de las burbujas, aumentando por consiguiente el área interfacial. Por otro lado, algunos materiales tensoactivos reducen el coeficiente volumétrico $K_L a$, debido a que tienden a acumularse en la interfase reduciendo la tensión superficial del agua y creando una barrera a la transferencia de masa. En los sistemas de aeración por difusores, el coeficiente volumétrico de transferencia de masa se reduce por efecto de esta capa, no sólo por acción del efecto de barrera, sino también debido a que reduce la movilidad de las burbujas. Sin embargo, la depresión de la tensión superficial no sólo estabiliza las burbujas pequeñas, con lo que se aumenta el área interfacial, sino que se puede también esperar que se reduzca la velocidad de elevación de las burbujas [13].

En la literatura se encuentran diversas investigaciones del efecto de impurezas en la transferencia de oxígeno y los resultados reportados son variados. Por ejemplo, Zieminsky y Lessard [15] estudiaron el efecto de varios solutos orgánicos (1-octanol, 4-metil-2-pentanol y ácido pentanoico) y obtuvieron un aumento en los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno con la presencia de estos solutos. Wagner y Pöpel [11] estudiaron el efecto de diversos agentes surfactantes en un sistema de aeración de poro fino y encontraron que los coeficientes volumétricos disminuían con la presencia del surfactante. Weng *et al.* [12] analizaron el efecto causado por la presencia de aceite de soya en la transferencia de oxígeno en la producción de penicilina y encontraron que el aceite actúa como un buen inhibidor de la formación de espuma, pero disminuía considerablemente la tasa de transferencia de oxígeno al medio. Leu *et al.* [7] estudiaron el efecto tanto de surfactantes como de sólidos suspendidos sobre el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno y obtuvieron que éste disminuía al aumentar la concentración de ambos contaminantes hasta llegar a un mínimo, luego del cual el coeficiente más bien aumentaba al aumentar la concentración de estas sustancias.

III. El modelo de la norma ASCE

La norma internacional más ampliamente utilizada para evaluar la eficiencia de oxigenación de un sistema de transferencia de oxígeno dado, es la desarrollada en conjunto por la *American Society of Civil Engineers* (ASCE) y la *Environmental Protection Agency* (EPA) de los Estados Unidos: "A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water" [1]. Esta norma se basa en una técnica de reaeración en estado no estacionario en la cual primeramente un volumen dado de agua limpia se desoxigena mediante la reacción con sulfito de sodio catalizada por cloruro de cobalto (II) y luego se somete reaeración hasta alcanzar la "saturación" o el equilibrio. En este proceso se realiza una medición precisa de la concentración de oxígeno disuelto con el tiempo.

En esta norma se propone un modelo simple para la transferencia de oxígeno, en el cual se cuantifica la tasa global de transferencia en términos del producto de un

solo coeficiente y una única diferencia global de concentraciones como fuerza motriz. Para un sistema de tanque con recreación por tandas, el modelo para el estado no estacionario estaría expresado por la siguiente ecuación

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_\infty^* - C) \quad (1)$$

Al integrarse la ecuación diferencial anterior, suponiendo que $K_L a$ y C_∞^* son constantes durante todo el periodo de la prueba y a lo largo de todo el volumen de transferencia, se obtiene la función que describe la variación de la concentración de oxígeno disuelto con respecto al tiempo:

$$C = C_\infty^* + (C_0 - C_\infty^*) \exp(-K_L a t) \quad (2)$$

La norma ASCE recomienda realizar a los datos obtenidos un análisis de regresión no lineal basado en el método Gauss-Newton, para ajustarlos a la ecuación (2), utilizándose $K_L a$, C_∞^* y C_0 como tres parámetros ajustables del modelo. Este modelo de transferencia de oxígeno utilizado en la norma ASCE es un modelo bastante sencillo, pero ha demostrado ajustarse estadísticamente en forma bastante adecuada a los datos de reoxigenación; sin embargo, tiene poco sentido físico y por lo tanto, los resultados no pueden emplearse para el escalamiento de sistemas de aeración. Estas y otras deficiencias de este modelo las discuten ampliamente McWhirter y Hutter [8].

IV. El nuevo modelo de dos zonas simplificado

Recientemente Durán [3] planteó un modelo de dos zonas simplificado, el cual permite analizar más rigurosamente el fenómeno físico de la aeración y con ello permite predecir más confiadamente el desempeño de sistemas de aeración bajo cambios en condiciones de operación y ambientales. Bajo las suposiciones del autor, las ecuaciones que gobiernan el fenómeno de transferencia de masa son:

$$Z_S \frac{dC}{dt} = \int_0^{Z_S} K_{LB} a_B (C^* - C) dZ + K_{LS} a_S (C_S^* - C) Z_S \quad (3)$$

$$C^* = C_S^* \frac{(P_S + \tilde{n}g(Z_S - Z) - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad (4)$$

Al acoplar estas ecuaciones y resolver la integral del lado derecho de la ecuación (3), el balance de masa en la fase líquida quedaría.

$$\frac{dC}{dt} = K_{LB}a_B(C_B^* - C) + K_{LS}a_S(C_S^* - C) \quad (5)$$

donde,

$$C_B^* = C_S^* \frac{(P_S + \tilde{n}gZs/2 - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad (6)$$

Al resolver la ecuación diferencial (5) se obtiene la expresión que relaciona la concentración de oxígeno disuelto en el tanque en cualquier instante

$$C = \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} + \left(C_0 - \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} \right) \exp[-(K_{LB}a_B + K_{LS}a_S)t] \quad (7)$$

Si se compara esta expresión con la correspondiente al modelo ASCE (ecuación (2)) se evidencia la igualdad matemática de ambas expresiones, donde se cumplen las siguientes correspondencias

$$C_\infty^* = \frac{K_{LB}a_B C_B^* + K_{LS}a_S C_S^*}{K_{LB}a_B + K_{LS}a_S} \quad (8)$$

$$K_L a = K_{LB}a_B + K_{LS}a_S \quad (9)$$

Al analizarse un conjunto de datos de reaireación mediante el modelo de dos zonas simplificado, los coeficientes $K_{LB}a_B$ y $K_{LS}a_S$ se pueden obtener ya sea mediante la regresión no lineal de los datos a la ecuación (7), o bien, a partir de los parámetros del modelo de la ASCE, lo cual se logra al resolverse las ecuaciones (8) y (9) en forma simultánea obteniéndose las siguientes expresiones explícitas

$$K_{LB}a_B = \frac{C_\infty^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \quad (10)$$

$$K_{LS}a_S = \frac{C_B^* - C_\infty^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \quad (11)$$

V. Metodología, equipo experimental y materiales

En esta investigación se realizó una serie de pruebas de reoxigenación con un difusor de poro fino en un tanque con aproximadamente 1000 l de agua contaminada

con tres de los contaminantes más comúnmente presentes en las aguas residuales tanto domésticas, como industriales; a saber, agentes surfactantes, aceites y sólidos suspendidos. Utilizando un flujo estándar de aire y una temperatura adecuados (60 l/min y 25,5 °C respectivamente), se varió la concentración de cada uno de los contaminantes mencionados (2, 4, 6 y 8 ppm para el aceite y el detergente, y 250, 500, 1000 y 1500 ppm para los sólidos suspendidos) y se determinó su efecto sobre la tasa de transferencia de masa, específicamente, sobre los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno. Con la información generada para las aguas contaminadas y utilizando los coeficientes de transferencia de masa reportados por Durán [3] para este mismo sistema de aeración pero con agua limpia, se calculó el factor alfa (α) y se correlacionó con la concentración de contaminantes mediante regresiones no lineales haciendo uso del software CurveExpert 1.3.

Finalmente, se realizaron varias corridas experimentales combinando los tres contaminantes antes estudiados, además se propuso un modelo de regresión lineal múltiple entre las correlaciones obtenidas para el factor α en función de las concentraciones de los contaminantes y se compararon los resultados experimentales con los que predicen la correlación múltiple propuesta. La regresión lineal múltiple se realizó usando el software Microsoft® Office Excel 2003.

El procedimiento experimental detallado que se utilizó para realizar las pruebas de aeración y el tratamiento matemático que se le dio a los datos es el que está establecido en la norma de la ASCE: "A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water" [1]. En resumen, el procedimiento consiste de las siguientes etapas: primeramente se remueve el oxígeno disuelto (OD) del agua del tanque mediante la reacción con sulfito de sodio en presencia de iones Co^{+2} , luego se inicia la aeración y se registra la concentración de OD con respecto al tiempo hasta llegar al menos a un 98% de la concentración de equilibrio. A partir de estos datos de concentración contra tiempo se calcula el $K_L a$ y C_∞^* mediante una regresión no lineal sobre el modelo ASCE (ecuación (2)) basada en el método Gauss-Newton. Luego, los coeficientes $K_L a_B$ y $K_L a_S$ del modelo de dos zonas simplificado se calcularon a partir del $K_L a$ y de la C_∞^* según las ecuaciones (10) y (11).

Todas las pruebas de aeración se realizaron en un tanque de aproximadamente 1000 l de capacidad con un único difusor de domo cerámico de 18 cm de diámetro que se colocó a una altura de unos 11 cm del fondo del tanque y a una profundidad de 1,08 m con respecto al nivel del líquido. La concentración de oxígeno disuelto se monitoreó mediante un medidor de OD que utiliza la técnica de luminiscencia (HACH LDO™ HQ-10). La variación de la temperatura del agua se logró mediante un intercambiador de calor de tubos y carcaza que operaba con vapor. En la Figura 1 se puede observar una representación esquemática de la configuración de los equipos empleados en la experimentación.

Como sustancias contaminantes se utilizaron las siguientes: como surfactante, un detergente aniónico en polvo comercial marca IREX, cuyo ingrediente activo es el dodecilbencensulfonato de sodio; como aceite, aceite de soya comercial marca CLOVER-BRAND y como sólidos suspendidos, tierras de diatomeas marca CELITE.

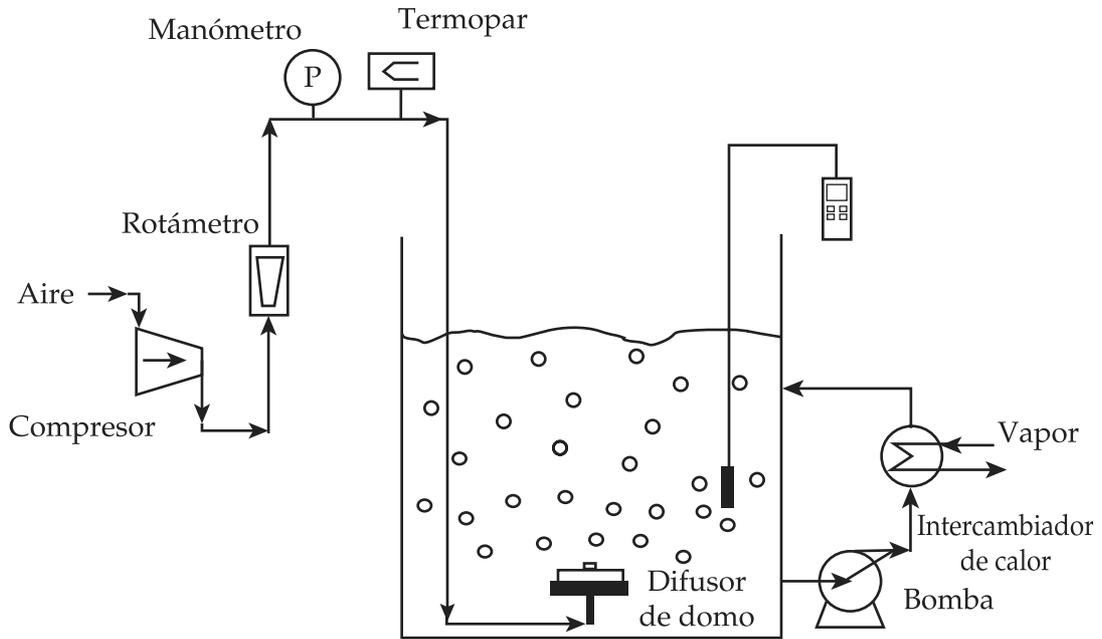


Figura 1. Representación esquemática de la configuración del equipo experimental

VI. Resultados experimentales y su discusión

El objetivo en esta investigación fue determinar la influencia de la concentración de diversas especies contaminantes del agua (detergente, aceite y sólidos suspendidos) en su capacidad de transferencia de oxígeno. Los resultados de las regresiones no lineales aplicadas a las corridas experimentales realizadas sobre el modelo de la ASCE se tabulan en el Cuadro 1. En el caso de las primeras doce corridas reportadas en ese cuadro, en ellas solo se estudió el efecto de la concentración de una de las sustancias contaminantes estudiadas a la vez; o sea, el efecto de cada una ellas en forma independiente. Por otro lado, en las últimas cuatro corridas se pretendió analizar el efecto combinado de las tres sustancias contaminantes. Este conjunto de corridas se realizó a 25,5 °C y a un flujo estándar de aire de 60 l/min; no se investigó el efecto de diferentes flujos y temperaturas en la transferencia de oxígeno en el agua con contaminantes, ya que en otras investigaciones, como la de Chern *et al.* [2], se ha encontrado que el factor alfa (α) no depende de los flujos de aire, ni de la temperatura, resultados que implican que la funcionalidad de los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno con respecto a estas dos variables es la misma para los coeficientes limpios y sucios.

CUADRO 1.
 RESULTADOS DE LAS REGRESIONES NO LINEALES SEGÚN EL MODELO DE LA
 ASCEAPLICADAS A LOS DATOS DE REAIREACIÓN DE AGUA CON PRESENCIA DE SUSTANCIAS
 CONTAMINANTES (DETERGENTE, ACEITE Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS)

CN_A (mg/l)	CN_D (mg/l)	CN_S (mg/l)	$K_L a$ (h ⁻¹)	EE de $K_L a$ (h ⁻¹)	C_∞^* (mg/l)	EE de C_∞^* (mg/l)	C_0 (mg/l)	EE de C_0 (mg/l)	EEE (mg/l)	r
2	0	0	4,86	0,02	7,209	0,006	0,134	0,008	0,02	0,99995
4	0	0	4,49	0,02	7,20	0,01	0,30	0,01	0,03	0,9998
6	0	0	3,86	0,04	7,20	0,02	1,01	0,02	0,06	0,9993
8	0	0	3,46	0,07	7,21	0,05	0,14	0,05	0,1	0,998
0	2	0	5,45	0,04	7,18	0,01	0,05	0,02	0,04	0,9997
0	4	0	6,01	0,04	7,18	0,01	0,02	0,02	0,04	0,9997
0	6	0	6,03	0,06	7,19	0,02	-0,15	0,03	0,06	0,9995
0	8	0	6,04	0,08	7,20	0,03	-0,29	0,04	0,09	0,9990
0	0	250	5,83	0,01	7,187	0,003	0,555	0,006	0,01	0,99997
0	0	500	5,89	0,02	7,204	0,005	-0,07	0,01	0,02	0,99992
0	0	1000	5,98	0,01	7,195	0,004	0,192	0,008	0,02	0,99996
0	0	1500	6,26	0,02	7,199	0,005	0,890	0,009	0,02	0,99993
4	4	0	3,60	0,04	7,18	0,02	0,10	0,03	0,07	0,9993
4	4	500	2,47	0,03	7,21	0,03	0,37	0,02	0,05	0,9996
8	4	500	2,44	0,02	7,20	0,02	0,32	0,01	0,04	0,9998
8	8	1000	2,38	0,03	7,21	0,03	0,45	0,02	0,07	0,9991

CN_A : Concentración de aceite, CN_D : Concentración de detergente, CN_S : Concentración de sólidos suspendidos, EE : Error estándar, EEE : Error estándar de la estimación.

Nuevamente el ajuste de los datos experimentales al modelo general ASCE es bastante bueno, ya que en el peor de los casos (corrida #8 del Cuadro 1) se obtuvo un coeficiente de correlación de 0,998 y un error estándar de la estimación de 0,1 mg/l. Una observación importante que debe hacerse al analizar los datos del Cuadro 1 es el hecho que tanto el error estándar de la estimación, como el coeficiente de correlación disminuyen conforme aumentan las concentraciones de los contaminantes. Esta tendencia se debe a que las lecturas de concentración de oxígeno disuelto del sensor presentaron una mayor variabilidad, y una menor estabilidad, conforme más contaminante había; esto hace llegar a la conclusión que el desempeño del sensor se vio afectado por la presencia de los contaminantes.

Con los datos de los parámetros del modelo ASCE se calcularon los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno del modelo de dos zonas simplificado; los

resultados aparecen en el Cuadro 2. Para el cálculo de estos coeficientes se utilizó la concentración de saturación de agua limpia, ya que según los resultados obtenidos por Chern *et al.* [2] ésta no cambia con la presencia de las sustancias contaminantes utilizadas, esto en el ámbito de concentraciones estudiado.

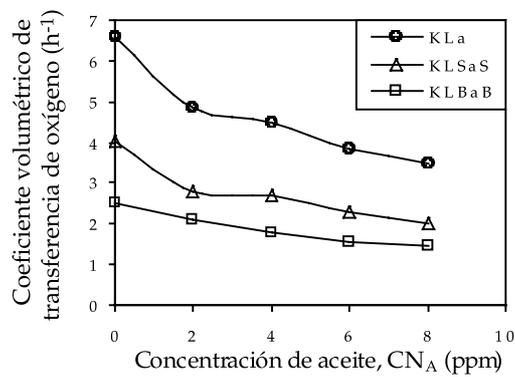
CUADRO 2.
COEFICIENTES VOLUMÉTRICOS DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO EN AGUA LIMPIA Y CONTAMINADA CORRESPONDIENTES A LOS DOS MODELOS ANALIZADOS Y SUS RESPECTIVOS FACTORES ALFA (PRUEBAS A 25,5 °C Y CON 60 L/MIN DE AIRE ESTÁNDAR)

Corrida #	CN_A (mg/l)	CN_D (mg/l)	CN_S (mg/l)	$K_L a$ (h^{-1})	$K_{LS} a_S$ (h^{-1})	$K_{LB} a_B$ (h^{-1})	α_{ASCE}	α_S	α_B
7	0	0	0	6,57	4,04	2,53	1,000	1,000	1,000
13	2	0	0	4,86	2,77	2,09	0,740	0,686	0,826
14	4	0	0	4,49	2,69	1,80	0,683	0,666	0,711
15	6	0	0	3,86	2,29	1,57	0,588	0,567	0,621
16	8	0	0	3,46	2,00	1,47	0,527	0,495	0,581
17	0	2	0	5,45	3,30	2,15	0,830	0,817	0,850
18	0	4	0	6,01	3,65	2,36	0,915	0,903	0,933
19	0	6	0	6,03	3,70	2,33	0,918	0,916	0,921
20	0	8	0	6,04	3,65	2,39	0,919	0,903	0,945
21	0	0	250	5,83	3,62	2,21	0,887	0,896	0,874
22	0	0	500	5,89	3,69	2,20	0,896	0,913	0,870
23	0	0	1000	5,98	3,86	2,11	0,910	0,955	0,834
24	0	0	1500	6,26	4,00	2,26	0,953	0,990	0,893
25	4	4	0	3,60	2,35	1,26	0,548	0,582	0,498
26	4	4	500	2,47	1,51	0,96	0,376	0,374	0,379
27	4	8	500	2,44	1,54	0,89	0,371	0,381	0,352
28	8	8	1000	2,38	1,44	0,94	0,362	0,356	0,372

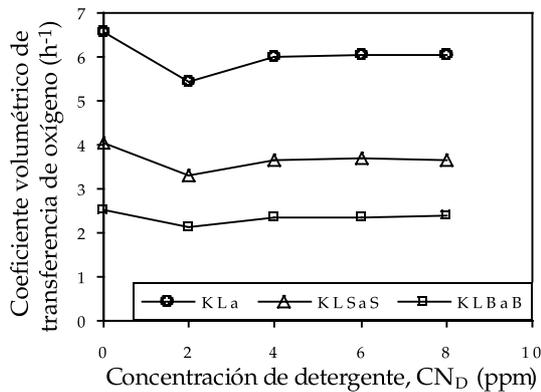
Al analizar los coeficientes de las dos zonas se observa que en todos los casos el coeficiente volumétrico correspondiente a la zona de reaireación en la superficie es mayor que el de la zona de dispersión de las burbujas, mismo comportamiento que el que obtuvo Durán [3] en el caso de los experimentos en agua limpia. Estos resultados

hacen inferir que los patrones de turbulencia y de área interfacial disponibles para la transferencia de masa son mayores en la zona de reaireación de la superficie, que en la de dispersión de las burbujas en el seno del fluido. Sin embargo, este resultado no se puede generalizar, ya que esta situación podría invertirse para casos de sistemas de más profundidad debido a la mayor presión hidrostática sobre las burbujas de aire, la cual haría que el tamaño promedio de las mismas disminuyera, generando un aumento en el área interfacial y por ende también en el coeficiente volumétrico de la zona de dispersión de las burbujas.

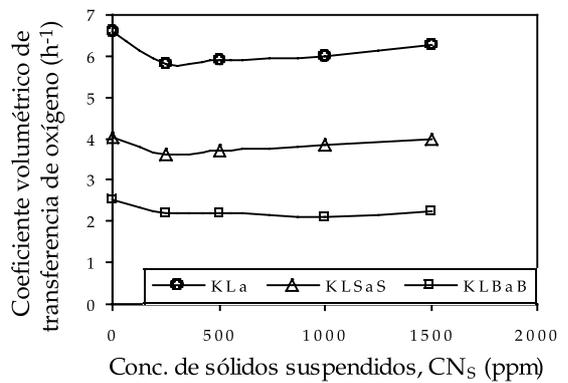
En las corridas experimentales donde se combinaron varias sustancias contaminantes se obtuvieron coeficientes de transferencia cada vez menores según mayor fuera la concentración de las diferentes sustancias, situación que hace pensar inicialmente en la posibilidad que el efecto de los contaminantes es aditivo.



(a)



(b)



(c)

Figura 2. Tendencias de variación de los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno con las concentraciones de diversas sustancias contaminantes a 25 °C y un flujo de aeración estándar de 60 l/min, (a) aceite, (b) detergente y (c) sólidos suspendidos.

En los gráficos de la Figura 2 se pueden analizar mejor las tendencias obtenidas en los diferentes coeficientes volumétricos con respecto a la presencia de las sustancias contaminantes. En el caso de la presencia de aceite se observa una reducción constante en los coeficientes volumétricos entre mayor sea la concentración de este contaminante, mientras que en el caso de la contaminación con detergente y sólidos suspendidos se puede observar un comportamiento interesante, ya que en ambos casos la tendencia de los coeficientes volumétricos es de disminuir inicialmente con la concentración de los contaminantes, pero luego aumentan nuevamente. Este comportamiento como se mencionó anteriormente, ya ha sido reportado en otros estudios como el de Leu *et al.* [7].

Para poder entender e interpretar mejor estos resultados experimentales obtenidos, se debe analizar en mayor detalle los parámetros fisicoquímicos en la transferencia de masa que se ven alterados por estas sustancias con respecto a la que se da en agua limpia, por lo que a continuación se discutirán algunos fenómenos importantes que se producen con la presencia de sustancias en un sistema aerado. Muchas sustancias, y en particular las surfactantes, tienen una alta tendencia a difundirse desde el seno del fluido hacia la interfase gas-líquido y a adsorberse en la misma formando una aglomeración en la cual se orientan según la hidrofiliidad de sus zonas; esta situación causa varios efectos: uno es la formación en la interfase de una barrera que inhibe la transferencia de masa, otro es que la presencia de estas moléculas aglomeradas en la interfase reducen la circulación del soluto alrededor de la burbuja, generando este fenómeno una reducción en la renovación de capas de líquido y por ende en la transferencia de oxígeno; sin embargo, esta misma disminución en la velocidad de circulación del líquido alrededor de la burbuja inhibe el acercamiento de las burbujas entre si, con lo que se da una reducción de la posibilidad de coalescencia, produciéndose burbujas más pequeñas lo que aumenta el área interfacial específica y por ende, la transferencia de masa [15]. Pero por otro lado, la disminución de la coalescencia que genera burbujas más pequeñas en el sistema, disminuye la velocidad de ascenso [5], lo que en un sistema de aeración por difusores se disminuiría la turbulencia. La presencia de estas sustancias adsorbidas en la interfase disminuyen la tensión superficial; sin embargo, esto no ocurre infinitamente, ya que luego de cierta concentración de surfactante en la solución (llamada concentración crítica de micelas), la tensión superficial (tanto la dinámica como la de equilibrio) se aproximan a un valor asintótico [9]. Como se puede deducir de la discusión anterior, los efectos sobre los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno pueden ser a la vez favorables o adversos con la presencia de surfactantes y otras sustancias, por lo que el o los fenómenos que tengan más peso bajo determinadas condiciones del sistema dictaminarán el efecto global.

En el caso particular del comportamiento de los coeficientes volumétricos con la concentración de aceite, se puede intuir que el efecto global desfavorable en el mismo se debe principalmente a un mayor efecto barrera en la interfase. En el caso del detergente, a bajas concentraciones, probablemente el efecto de la barrera interfacial y la reducción de la hidrodinámica son importantes y hacen que el K_L disminuya,

pero luego de una concentración dada, el efecto positivo sobre la inhibición en la coalescencia y el aumento del área interfacial específica (a) producen un efecto global positivo sobre el $K_L a$. Algo similar debe ocurrir con los sólidos suspendidos, donde a bajas concentraciones obstaculizan la transferencia a través de la interfase, pero a mayores concentraciones evitan que las burbujas entren en contacto entre sí e inhiben la coalescencia.

Otra observación importante de estos datos experimentales es el hecho que en todos los casos el valor del coeficiente volumétrico pareciera tender a estabilizarse en un valor asintótico. Este comportamiento puede ser explicado a la luz de la concentración crítica de micelas, ya que al no variar significativamente la tensión superficial luego de esa concentración, es de esperar que los efectos interfaciales y de coalescencia discutidos anteriormente, no generen mayores cambios sobre la transferencia de oxígeno y por lo tanto los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno tienden a estabilizarse en un valor dado en forma asintótica.

A partir de los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno obtenidos, se calcularon los factores α asociados a cada uno de los tres coeficientes de transferencia de oxígeno (α_{ASCE} , α_S y α_B), haciendo uso de los resultados reportados por Durán [3] para agua limpia. Los factores obtenidos están en el Cuadro 2 y se grafican en la Figura 3.

Al analizar los valores obtenidos para los factores alfa, se ve claramente que en todos los casos éste adquiere valores menores a uno. Esto implica que los contaminantes estudiados, y en las concentraciones de esta investigación, todos propician una disminución de la tasa de transferencia de oxígeno al sistema. Esta situación no siempre es así, ya que como se mencionó anteriormente, se ha encontrado que algunas sustancias orgánicas más bien aumentan la rapidez de transferencia de oxígeno en un sistema aerado [15].

Como era de esperar, las tendencias de variación de los coeficientes alfa son bastante similares a las de los coeficientes volumétricos en el sentido que para el caso del aceite presenta una disminución uniforme, mientras que para los de detergente y sólidos suspendidos primero disminuyen y luego aumentan. Una observación importante que debe mencionarse es el hecho que para el caso del aceite y del detergente, los factores alfa correspondientes a la zona de dispersión son mayores que los de la zona de la superficie. Este resultado implica que si bien es cierto la presencia de estos contaminantes reducen la transferencia de oxígeno en ambas zonas, los coeficientes de la zona superficial se ven más fuertemente afectados que los de la zona de dispersión. Una posible explicación a este fenómeno se puede sustentar en el hecho que la tensión superficial en la zona de dispersión tiende a ser mayor que en la zona de la superficie, ya que en la primera la tensión superficial es más de índole dinámica, mientras que en la segunda más de equilibrio. Un mayor cambio en la tensión superficial implica una mayor reducción en la transferencia de masa. Por el contrario, en el caso de los sólidos suspendidos, la mayor afectación debido a la presencia de los mismos es sobre la zona de dispersión. Esto se puede deber al hecho que en la zona de

aireación superficial, los sólidos ahí suspendidos pueden adsorber una capa delgada de agua y proveer más área de transferencia gas-líquido.

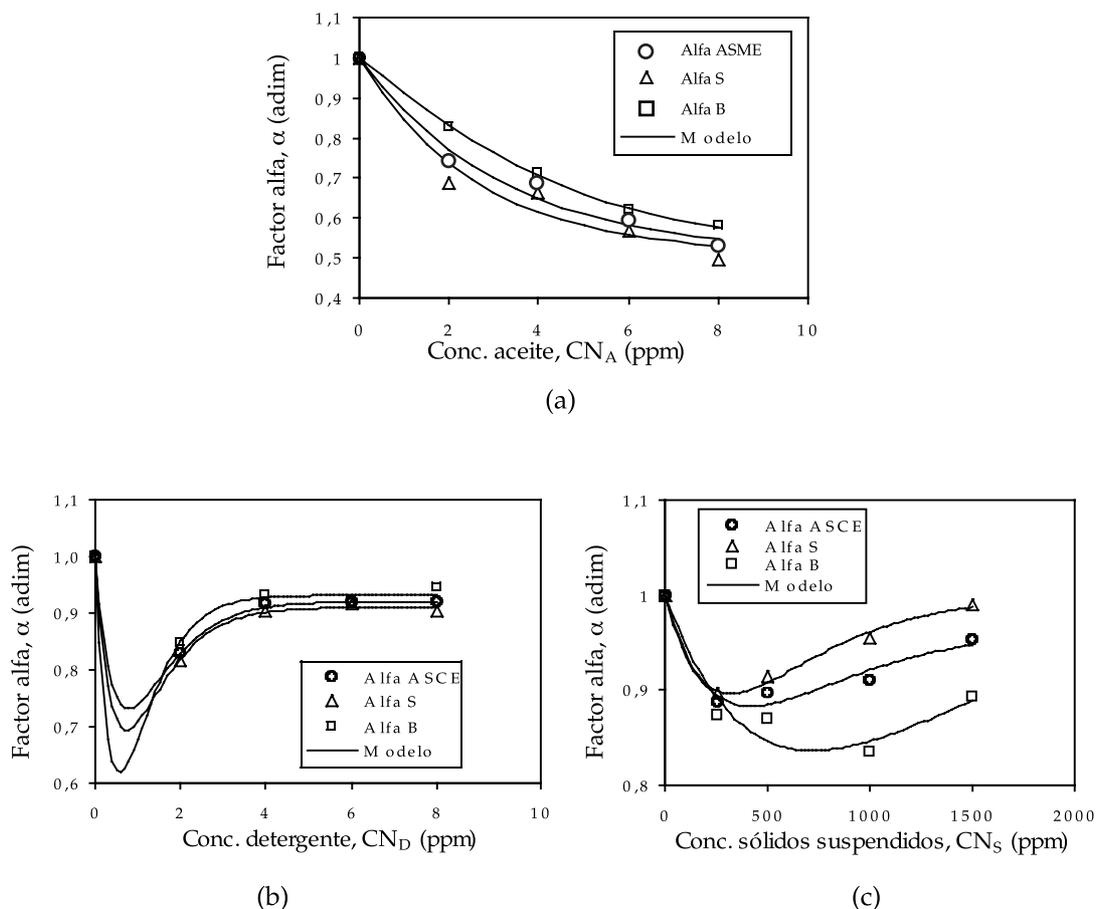


Figura 3. Variación de los factores α debido a la presencia de diversas sustancias contaminantes a 25,5 °C y con un flujo de aeración estándar de 60 l/min, (a) aceite, (b) detergente y (c) sólidos suspendidos

Para correlacionar los resultados de los factores alfa obtenidos con respecto a la concentración de los contaminantes, se buscó un modelo matemático que describiera adecuadamente el comportamiento de los datos experimentales y que además cumpliera las condiciones físicas de contorno que tiene el factor α , las cuales son que cuando la concentración de contaminante es cero, alfa vale uno y que cuando la concentración tiende a ser grande, el valor de alfa tiende a acercarse asintóticamente a un valor específico. Se propuso entonces para el ajuste el siguiente modelo que cumple con esas dos características:

$$\alpha = (1 - k_1 - k_2 \cdot CN) \cdot e^{-k_3 \cdot CN} + k_1 \tag{12}$$

donde k_1 , k_2 y k_3 son parámetros de mejor ajuste y CN es la concentración del contaminante en ppm. Los resultados de las regresiones no lineales realizadas a los datos experimentales se reportan en el Cuadro 3 y en la Figura 3 se pueden observar las curvas de mejor ajuste obtenidas. Tal y como se observa, las ecuaciones de regresión obtenidas describen en una forma aceptable el comportamiento de los datos experimentales, con la gran ventaja que se aplicó un solo modelo al comportamiento obtenido con los tres contaminantes. En el caso del aceite, las curvas presentan un decaimiento continuo, mientras que en el caso del detergente y de los sólidos suspendidos, se presenta claramente el comportamiento de descenso hasta un mínimo y luego un aumento con cambio de concavidad para acercarse asintóticamente a un valor específico.

CUADRO 3.

RESULTADO DE LAS REGRESIONES NO LINEALES REALIZADAS A LOS FACTORES α CONTRA LA CONCENTRACIÓN DE DIVERSAS ESPECIES CONTAMINANTES A 25,5 °C Y UN FLUJO DE AIRE ESTÁNDAR DE 60 L/MIN

Parámetro	Aceite			Detergente			Sólidos suspendidos		
	α_{ASCE}	α_S	α_B	α_{ASCE}	α_S	α_B	α_{ASCE}	α_S	α_B
k_1	0,505	0,508	0,521	0,9204	0,910	0,931	0,965	0,998	1,04
EE de k_1	0,27	0,25	0,02	3E-3	0,008	0,007	0,03	0,01	0,4
k_2	3,01E-4	-2,92E-3	-9,72E-2	0,848	1,04	1,70	6,94E-4	8,84E-4	6,54E-4
EE k_2	66	13	0,04	0,04	1,5	5,2	1E-4	9E-5	3E-4
k_3	0,310	0,388	0,387	1,44	1,55	1,86	2,72E-3	3,17E-3	1,26E-3
EE k_3	133	26	0,07	0,02	0,8	1,6	8E-4	4E-4	1E-3
EEE	0,03	0,06	0,005	4E-4	0,01	0,01	0,01	0,006	0,02
r	0,991	0,98	0,9998	0,99999	0,994	0,991	0,98	0,995	0,97

En este caso también se procuró analizar la idoneidad del modelo utilizado para cada una de las regresiones graficando los valores experimentales contra los predichos por las ecuaciones de mejor ajuste y graficando los residuos contra su valor estimado; estos gráficos se pueden ver en la Figura 4.

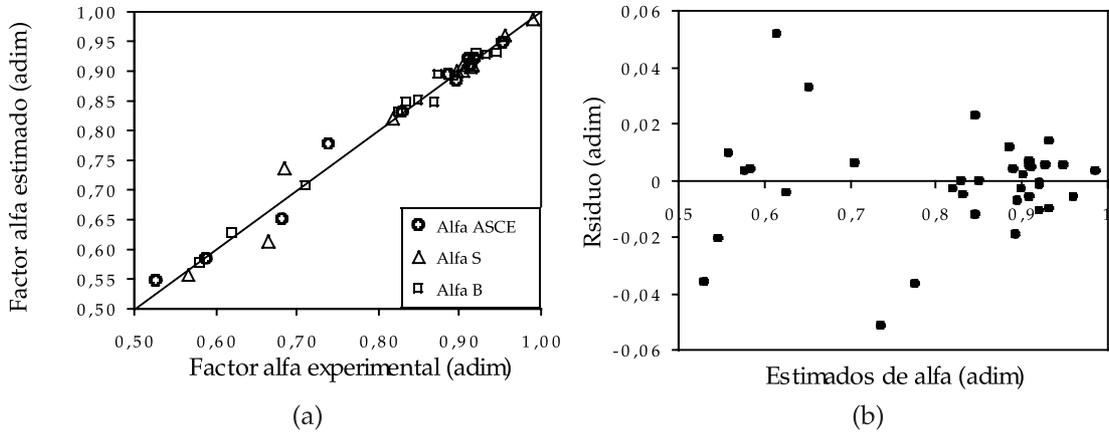


Figura 4. Dos pruebas simples de la idoneidad del modelo aplicado a los datos experimentales: (a) Comparación de los factores α experimentales con los predichos por el modelo matemático ajustado, (b) Comportamiento de los residuos contra los valores estimados.

Tal y como se aprecia en el gráfico (a), todos los puntos caen muy cerca de la recta de pendiente unitaria, de hecho, una correlación entre estos datos da un coeficiente de correlación de 0,9998 y un error estándar de la estimación de 0,02, lo cual tiende a confirmar que los ajustes del modelo son buenos. Para el comportamiento de los residuos se nota tal vez un poco más de dispersión para los valores más pequeños estimados; sin embargo, se podría decir que en general el comportamiento de los mismos es aceptable.

Para encontrar un modelo matemático que permitiera predecir los factores alfa de aguas en las que haya presente una combinación de dos o tres de los contaminantes que anteriormente se estudiaron en forma independiente, dado a que por inspección se notó cierta aditividad en el efecto de los contaminantes combinadas, se propuso realizar una regresión lineal múltiple de los factores alfa experimentales contra los factores alfa estimados por las ecuaciones de regresión (ecuación (12)), al ser estas evaluadas en los valores de las concentraciones a las que se encuentran cada uno de los contaminantes combinados en la mezcla. El modelo sería entonces de la forma:

$$\alpha = k_4 + k_5\hat{\alpha}_D + k_6\hat{\alpha}_A + k_7\hat{\alpha}_S \tag{13}$$

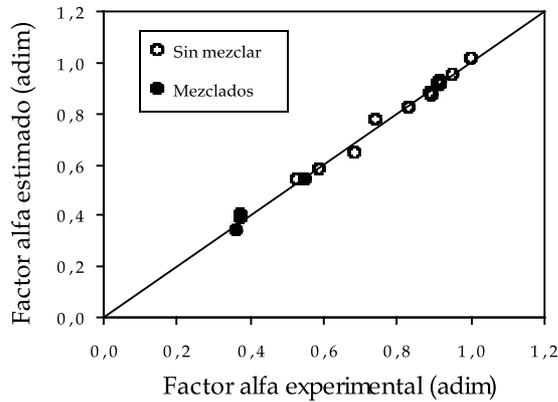
Al realizarse la regresión lineal múltiple sobre los datos experimentales se obtuvieron los parámetros de ajuste que se reportan en el Cuadro 4. Si se analizan los parámetros de evaluación de la bondad del ajuste, se notará que los coeficientes de correlación son mayores a 0,98 y el mayor error estándar de la estimación es de 0,05, el cual representaría un error relativo en el alfa estimado más pequeño de tan solo un 14 por ciento.

CUADRO 4.
 RESULTADOS DE LA REGRESIÓN LINEAL MÚLTIPLE APLICADA A LOS FACTORES ALFA CON
 RESPECTO A LOS ESTIMADOS

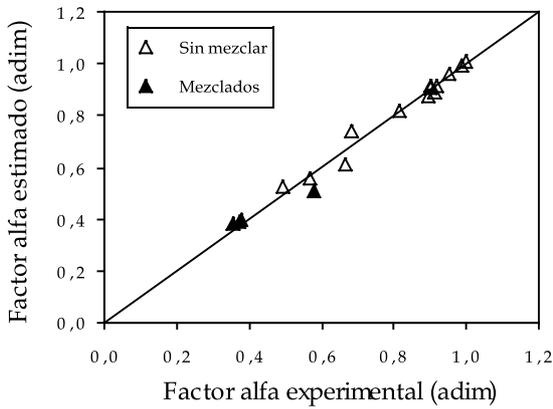
Parámetro	α_{ASCE}	α_S	α_B
k_4	-2,52	-2,39	-2,64
EE de k_4	0,15	0,25	0,31
k_5	1,18	1,06	1,39
EE k_5	0,10	0,14	0,26
k_6	1,057	1,03	1,10
EE k_6	0,027	0,04	0,07
k_7	1,30	1,32	1,17
EE k_7	0,11	0,21	0,16
EEE	0,02	0,03	0,05
r	0,996	0,992	0,98

En la Figura 5 se hace una comparación de los valores estimados por el modelo de ajuste contra los valores experimentales obtenidos en esta investigación. Se puede ver como los valores estimados son muy similares a los experimentales tanto para los datos generados con sustancias contaminantes en forma independiente (sin mezclar), como para los generados con mezclas de estas las sustancias. En los casos de la α_{ASCE} y la α_S los valores estimados para las mezclas caen prácticamente sobre la diagonal, mientras que para el α_B se alejan ligeramente.

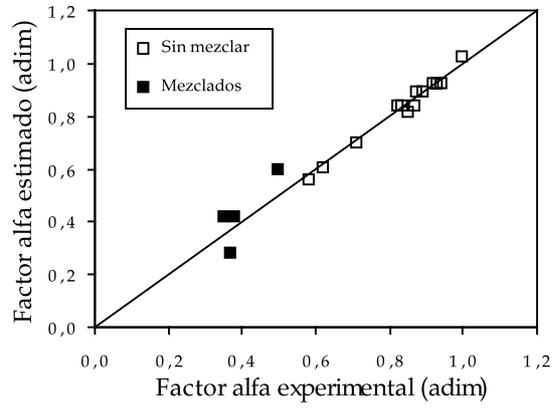
En la Figura 6 se les hace una comparación a todos los valores obtenidos y se les hace una prueba gráfica de residuos. Al realizarse una regresión lineal sobre los datos de la gráfica (a) se obtiene una pendiente de $1,000 \pm 0,006$, un error estándar de la estimación de 0,03 y un coeficiente de correlación de 0,9992; estos parámetros estadísticos demuestran la bondad del ajuste del modelo propuesto a los datos experimentales. Por otro lado, al verse el análisis de residuos se observa un comportamiento de distribución normal, quizá nuevamente con una ligera dispersión mayor para los estimados de menor valor.



(a)



(b)



(c)

Figura 5. Comparación de los factores alfa experimentales con los predichos por el modelo propuesto tanto para los datos obtenidos para cada contaminante en forma independiente, como para los obtenidos mezclando varios contaminantes: (a) α_{ASCE} (b) $\alpha_{S'}$ (c) α_B

Estos resultados tienen gran importancia, ya que se logró encontrar un modelo matemático de ajuste que permite predecir los factores alfa de ambas zonas para aguas contaminadas simultáneamente con varias de las sustancias estudiadas, ya que esta situación es la más común en los sistemas de tratamiento reales; sin embargo, aunque esta conclusión se está infiriendo a partir de la evidencia experimental obtenida, sería conveniente realizar más investigación al respecto, ya que muy probablemente en otros ámbitos de concentración, o bien con otras sustancias, existan interacciones entre los efectos de las sustancias contaminantes.

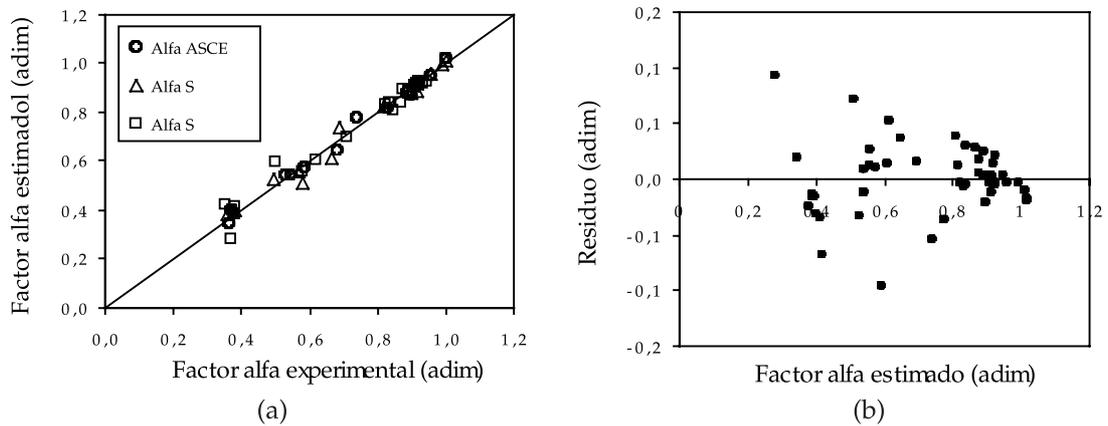


Figura 6. Dos pruebas simples de la idoneidad del modelo de regresión lineal múltiple aplicado a los datos experimentales: (a) Comparación de los factores alfa experimentales con los predichos por el modelo matemático ajustado, (b) Comportamiento de los residuos contra los valores estimados

VII. Conclusiones

Bajo las condiciones de operación utilizadas en este proyecto, los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno de la zona de reaireación en la superficie son mayores que los correspondientes a la zona de dispersión de las burbujas, tanto para agua limpia, como para agua con sustancias contaminantes, debido posiblemente a la mayor turbulencia y formación de pequeñas gotas que se genera en superficie del líquido.

La presencia de las sustancias contaminantes evaluadas, y en las concentraciones estudiadas, disminuyeron el valor de los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno para ambas zonas; sin embargo, el detergente y el aceite afectaron más drásticamente al coeficiente de la zona de la superficie de reaireación, mientras que los sólidos suspendidos afectaron mayormente al coeficiente de la zona de dispersión de las burbujas.

A concentraciones bajas de detergente y sólidos suspendidos, los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno y con ellos los coeficientes alfa, disminuyen hasta llegar a un mínimo, luego aumentan conforme mayor sea la concentración del contaminante hasta acercarse asintóticamente a un valor final. En el caso del aceite el comportamiento es de decaimiento uniforme.

El modelo de ajuste seleccionado para correlacionar los factores alfa presentó muy buenos parámetros estadísticos de bondad para el ajuste, implicando esto que puede utilizarse para predecir satisfactoriamente el comportamiento de los mismos al variar la concentración de los contaminantes.

La regresión lineal múltiple realizada a los factores α , para predecirlos en sistemas en los que hay mezclas de dos o tres de los contaminantes estudiados, dio

excelentes resultados, ya que los valores predichos coincidieron satisfactoriamente con los obtenidos experimentalmente.

La información generada con el modelo de dos zonas simplificado es muy útil desde la perspectiva de escalamiento y diseño de sistemas de aguas residuales, ya que permite modelar mejor el fenómeno físico de la aeración en este tipo de sistemas.

Como producto de este proyecto también se generaron una serie de recomendaciones para continuar con la investigación en esta área. Una de ellas es estudiar el efecto que tiene la presencia de sustancias contaminantes sobre la medición de oxígeno disuelto con el sensor de luminiscencia, y en particular sobre su constante de tiempo, ya que durante las pruebas se detectó un aumento en el tiempo de estabilización de las lecturas, conforme más contaminante había.

También sería aconsejable realizar más pruebas con contaminantes a varios flujos y temperaturas para verificar el hecho que el factor α no depende de los mismos.

Debido a la gran importancia que juega la tensión superficial en este fenómeno, sería recomendable hacer mediciones de la tensión superficial dinámica tanto en la zona de dispersión de las burbujas, como en la de reaireación en la superficie. Con esta información se lograría validar, o bien rechazar, las explicaciones tentativas que se dieron de algunos de los resultados obtenidos en esta investigación.

Es necesario ampliar la gama de las sustancias contaminantes estudiadas, tanto en forma independiente, como en combinaciones, lo cual puede llevar a la necesidad de determinar interacciones entre los efectos de algunas de estas sustancias.

Otros de los factores que deben estudiarse a la luz del modelo de las dos zonas son los efectos de la profundidad del difusor, el tipo de difusor y hasta se puede incursionar en el campo de la aeración y aireación mecánica.

Además, el siguiente paso clave es el realizar investigaciones con sistemas a varias escalas con el fin de procurar deducir reglas de escalamiento basadas en el modelo de las dos zonas.

VIII. Nomenclatura

A	área de transferencia interfacial gas-líquido, m^2
a	A/V , superficie específica, m^{-1}
C	concentración de oxígeno disuelto en el líquido, g/m^3
C_0	concentración de oxígeno disuelto al inicio de la aireación, g/m^3
C^*	concentración de equilibrio o saturación de oxígeno disuelto que está en equilibrio con la presión parcial del oxígeno en la fase gaseosa, g/m^3

C_B^*	concentración de equilibrio de oxígeno disuelto a la mitad de la profundidad del líquido, g/m^3
C_S^*	concentración de equilibrio de oxígeno disuelto en la superficie del líquido a presión atmosférica P_S , g/m^3
C_∞^*	concentración de saturación de oxígeno disuelto en el volumen del líquido en el estado estacionario obtenida en un tiempo infinito a una temperatura T del agua y a una presión atmosférica de campo P_S , g/m^3
CN	concentración de contaminante, g/m^3
EE	error estándar, g/m^3
EEE	error estándar de la estimación, g/m^3
F	$K_L a$ en agua de proceso de un difusor luego de un tiempo de servicio / $K_L a$ en la misma agua de proceso de un difusor nuevo, adim
g	aceleración gravitacional ($9,81 \text{ m/s}^2$)
K_L	coeficiente de transferencia de masa en la fase líquida, m/h
$K_L a$	coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno aparente en agua limpia a una temperatura T , h^{-1}
$K_{LB} a_B$	coeficiente volumétrico de transferencia de masa en la zona de burbujas, h^{-1}
$K_{LS} a_S$	coeficiente volumétrico de transferencia de masa en la zona de reaireación de la superficie, h^{-1}
$k_{1,2,3,4,5,6,7}$	parámetros de correlación
OD	oxígeno disuelto
P_S	presión atmosférica en el campo y por lo tanto en la superficie del líquido, Pa
$P_{\sigma T}$	presión de vapor del agua a una temperatura T , Pa
r	coeficiente de correlación, adim
T	temperatura, $^\circ C$

t	tiempo de aeración, h
V	volumen del líquido, m ³
Z	posición por encima del difusor, m
Z_S	profundidad del líquido, m

Letras griegas

α	$K_L a$ en agua de proceso de un difusor nuevo / $K_L a$ en agua limpia de un difusor nuevo, adim
α_{ASCE}	α referido al $K_L a$ del modelo de la ASCE, adim
α_B	α referido al $K_{LB} a_B$ del modelo de dos zonas simplificado, adim
α_S	α referido al $K_{LS} a_S$ del modelo de dos zonas simplificado, adim
$\hat{\alpha}$	factor alfa estimado por las ecuaciones de mejor ajuste según ecuación (6.2), adim
β	C_∞^* en el agua de proceso / C_∞^* en el agua limpia, adim
θ^{T-20}	$K_L a / K_L a_{20}$, adim
ρ	densidad del líquido, kg/m ³

Subíndices

A	se refiere al contaminante aceite
D	se refiere al contaminante detergente
S	se refiere al contaminante sólidos suspendidos

IX. Bibliografía

1. ASCE, *A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*, 2ª Edición, Nueva York, 1991
2. Chern, J.M., Chou, S.R. y Shang C.S., *Effects of Impurities on Oxygen Transfer Rates in Diffused Aeration Systems*, *Wat. Res.* **2001**, 35, 3041-3048.

3. Durán, J.E., *Modelación de la transferencia de oxígeno en sistemas de aeración mediante un modelo de dos zonas simplificado*, *Cienc. Tecnol.* **2006**, *24*, artículo precedente.
4. EPA, *Fine Pore Aeration Systems, Design Manual*, EPA/625/1-89/023, Cincinnati, 1989.
5. Kawase, Y. y Ulbrecht, J.J., *The Effect of Surfactant on Terminal Velocity of and Mass Transfer from a Fluid Sphere in a Non-Newtonian Fluid.*, *Can. J. Chem. Eng.* **1982**, *60*, 87-93.
6. Lee, Y.H. et al., *Hydrodynamic effect of Surface Active Agents on the Rate of Oxygen Transfer*, *AIChE J.* **1980**, *26*, 1008-1012.
7. Leu, H.G. et al., *Effects of Surfactants and Suspended Solids on Oxygen Transfer under Various Operating Conditions*, *Env. Tech.* **1998**, *19*, 299-306.
8. McWhirter, J.R. y Hutter, J.C., *Improved Oxygen Mass Transfer Modeling for Diffused/Subsurface Aeration Systems*, *AIChE J.* **1989**, *35*, 1527-1534.
9. Sampathkumar, S., *Interfacial Characteristics and Ebullience in Aqueous Surfactant Solutions: Dynamic Surface Tension and Single Bubble Behavior*, MSc. Tesis, Universidad de Cincinnati, Cincinnati, 2005.
10. Stenstrom, M.K. y Gilbert, R.G., *Effects of Alpha, Beta and Theta Factor Upon the Design, Specification and Operation of aeration Systems*, *Wat. Res.* **1981**, *15*, 643-654.
11. Wagner M. y Pöpel H.J., *Surface-active Agents and their Influence on Oxygen Transfer*, *Wat. Sci. Technol.* **1996**, *34*, 249-256.
12. Weng, C.J. et al., *Effect of Soybean on Antifoaming, Oxygen Transfer and Penicillin Production*, *J. Chin. Inst. Chem. Engng.* **1997**, *28*, 307-311.
13. Winker, M.A., *Tratamiento biológico de aguas de desecho*, Limusa, México, 1999.
14. Zieminsky, S.A. et al., *Behavior of Air Bubbles in Dilute Aqueous Solutions*, *I & EC Fundam.* **1967**, *6*, 233-242.
15. Zieminsky, S.A. y Lessard, R.R., *Effects of Chemical Additives on Performance of an Air-Water Contactor*, *I & EC Proc. Des. Dev.* **1969**, *8*, 69-75.