

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
ESCUELA DE POSGRADO
PROGRAMA DE MAESTRÍA
MAESTRÍA EN CIENCIAS INGENIERÍA QUÍMICA



TESIS

**ANALISIS DE LA TRANSFERENCIA DE MASA DE OXIGENO PARA
SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A 3820 msnm**

PRESENTADA POR:

FERNANDO MISAEL GONZA TIQUE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAGISTER SCIENTIAE EN INGENIERÍA QUÍMICA

PUNO, PERÚ

2017

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

PROGRAMA DE MAESTRÍA

MAESTRÍA EN CIENCIAS INGENIERÍA QUÍMICA



TESIS

ANÁLISIS DE LA TRANSFERENCIA DE MASA DE OXÍGENO PARA
SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A 3820 msnm

PRESENTADA POR:

FERNANDO MISAEL GONZA TIQUE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAGISTER SCIENTIAE EN INGENIERIA QUIMICA

APROBADA POR EL SIGUIENTE JURADO:

PRESIDENTE

Dr. NAZARIO VILLAFUERTE PRUDENCIO

PRIMER MIEMBRO

Dr. TEÓFILO DONAIRES FLORES

SEGUNDO MIEMBRO

M. Sc. ROGER HUANQUI PEREZ

ASESOR DE TESIS

M.Sc. CIRO HERNAN VERA ALATRISTA

Puno, 21 de Julio de 2017

ÁREA: Investigación.

TEMA: Ingeniería química.

LÍNEA: Ingeniería química.

DEDICATORIA

A mis Padres, por su apoyo incondicional.

A mi Familia, por ser el motivo de vida.

AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Nacional del Altiplano, Escuela de Post Grado Maestría en Ciencias Mención Ingeniería Química, que me brindó los conocimientos para alcanzar mis objetivos y poder desarrollar investigación para aportar en el desarrollo de la Región.
- A cada uno de los miembros del Jurado y a asesor, gracias por su ayuda, sus recomendaciones y por la disponibilidad que siempre tuvieron, sin las cuales este proyecto no se hubiera culminado satisfactoriamente.
- Al Laboratorio de Control de Calidad de la Escuela Profesional de Ingeniería Química, en la persona del M.Sc.Ing. Germán Quille Calizaya por sus aportes y recomendaciones.
- A todas aquellas personas que han estado a mi lado, brindando su ayuda de una u otra forma, muchas gracias.
- Nélide, gracias por estar a mi lado, de una u otra forma, durante los últimos once años eres alguien que marcó mi vida y significas mucho para mí. Y a Boris y Joseph por la alegría que motiva.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE CUADROS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	vii
NOMENCLATURA	x
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUCCIÓN	14
CAPÍTULO I	
PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN	
1.1 PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN	16
1.1.1 Problema General	17
1.1.2 Problemas específicos	17
1.2 JUSTIFICACIÓN	18
1.3 HIPÓTESIS	19
1.3.1 Hipótesis General	19
1.3.2 Hipótesis Específicas	19
1.4 OBJETIVOS	20
1.4.1 Objetivo General	20
1.4.2 Objetivos Específicos	20
CAPÍTULO II	
MARCO TEÓRICO	
2.1 ANTECEDENTES	21
2.2 MARCO REFERENCIAL	25
2.3 MARCO CONCEPTUAL	28
2.3.1 Difusión	28
2.3.2 Modelos de Trasferencia de Oxígeno	29
2.3.2.1 Modelo ASCE	30

2.3.2.2	Modelo de Dos Zonas	30
2.4	COEFICIENTE VOLUMÉTRICO DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO	39
2.5	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	44
2.6	DIFUSORES PARA AEREACIÓN	50
2.6.1	Difusores no porosos	50
2.6.2	Difusores de poro fino	50
2.6.3	Principales características de estos difusores	51
2.6.4	Materiales utilizados como difusores	52
2.7	OXÍGENO DISUELTO	55

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1	METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	60
3.1.1	Método General	60
3.1.2	Métodos Específicos	60
3.1.3	Equipo experimental	67
3.1.3.1	Materiales	68
3.1.3.2	Reactivos	68

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1	RESULTADOS	70
4.2	DISCUSIÓN	79

CONCLUSIONES 86

RECOMENDACIONES 89

BIBLIOGRAFÍA 90

ANEXOS 96

ÍNDICE DE CUADROS

	Pág.	
1	Determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno	24
2	Variación de k_L con la aireación	26
3	Dispositivos comúnmente utilizados para la Oxigenación de Aguas Residuales	45
4	Dispositivos de aereación con difusores comunes	47
5	Requerimiento mínimo de oxígeno Disuelto mg/L	56
6	Fuentes de Oxígeno Disuelto	56
7	Factores que afectan los niveles de Oxígeno Disuelto	57
8	Porcentaje de Saturación de Oxígeno Disuelto	58
9	Presión Barométrica Aproximada a Diferentes Elevaciones	58
10	100 % Capacidad de Oxígeno Disuelto (mg/L)	59
11	Equipo de Laboratorio utilizado en la Investigación	68
12	Reactivos utilizados en el Experimento	69
13	Resultados Regresión no lineal Modelo ASCE - Datos agua limpia	71
14	Resultados de Parámetros de correlación entre coeficientes volumétricos flujo estándar de aire - agua limpia	73
15	Resultados Coeficientes de Transferencia de Oxígeno en aguas contaminadas y su relación con su correspondiente en agua limpia para los modelos ASCE y de dos Zonas Simplificado con sus respectivos factores alfa (α) a 10,4°C y flujo de 3 L/min.	74
16	Resultados Regresiones no lineales para los factores alfa con respecto a concentración de contaminantes a 10,4 °C y 3,0 L/min.	75
17	Concentración de Oxígeno Disuelto – Laguna de estabilización “El Espinar”-Puno.	77

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1 Variación de C_{∞}^* respecto a la sumergencia de los difusores	36
2 Perfil de concentraciones y presiones en la interfase gas-líquido.	41
3 Curva de equilibrio. Significado físico de los coeficientes.	41
4 Dispositivos de aireación típicos utilizados para la transferencia de oxígeno.	46
5 Difusores porosos y no porosos comunes.	48
6 Otros sistemas de difusión.	49
7 Difusores de poro fino comunes.	50
8 Arreglo de difusores de disco y de tubo.	55
9 Disposición de Baffles.	66
10 Curvas de aireación a 10,4°C con diferentes flujos de aire.	71
11 Resultado de Prueba Simple de idoneidad del Modelo a partir de los datos experimentales, de los factores Alfa experimentales y predichos por el modelo matemático ajustado.	76
12 Variación de las concentraciones de OD durante los meses del año Laguna de estabilización "El Espinar"-Puno.	77
13 Concentración de Oxígeno Disuelto en función de la elevación y la temperatura del agua.	79

ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1 Calidad de Agua de trabajo y su comparación con los límites permisibles de la norma de Calidad de agua.	97
2 Datos del Tanque de Experimentación.	97
3 Datos de Variación de la Concentración de Oxígeno disuelto (mg/L) Vs Tiempo.	98
4 Condiciones experimentales para las corridas con agua limpia.	99
5 Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo doce corridas agua limpia.	100
6 Condiciones experimentales para las corridas con agua contaminada con a 10,4 °C y un flujo estándar de 3 L/min.	102
7 Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo doce corridas (12) con un contaminante.	103
8 Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo corridas (4) con un varios contaminantes.	105
9 Datos de validación para el Oxímetro Tracer.	106
10 Calculo de Resultados Experimentales del agua de trabajo.	106
11 Datos de Presión de Vapor, concentración de saturación de OD en la superficie y a la profundidad media del líquido, a las condiciones de las corridas experimentales.	107
12 Valores estimados por las ecuaciones de regresión encontradas para los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno en agua limpia y sus respectivos residuos con respecto al valor experimental.	107
13 Esquema del Equipo Experimental.	108
14 Datos de OD A Diferentes Condiciones U.S. Geological Survey.	109
15 Determinación de parámetros KLa en Polymath.	110
16 Pruebas de Idoneidad modelo aplicado a los datos experimentales.	112
17 Presión de Aire en relación a la altura.	113

18	Variability of wáter temperatura in the surface of WSP located at different altitudes in Bolivia.	114
19	Correction factor to determine disolved oxygen saturation in wáter at different altitudes at a xed temperatura, as a function of atmosferic. pressure	115
20	Mean and min/max values of disolved oxygen saturation in wáter, For región at diffrente altitudes in Bolivia, as a function of the combined effect of wáter temperatura and atmospheric pressure.	116
21	Variability of wáter temperatura in the surface of WSP located at different altitudes in Bolivia.	117
22	Datos de perfil de Profundidad respecto a temperatura y oxígeno disuelto en laguna Primaria facultativa Juliaca.	118
23	Regresión No Lineal con Software para 28 corridas, con conjunto de datos cada uno.	119
24	Corridas de Oxígeno Disuelto a Diferentes Temperaturas.	120
25	Equipo Experimental y de Análisis.	121
26	El Espinar - Zona de Muestreo.	122
27	Comportamiento del sensor OD TRACER POCKE TESTER frente al cambio tipo escalón de la concentración.	123
28	Obtención de la Constante de tiempo de rezago del sensor OD Tracer C1761.	123
29	Resultados de Coeficientes de Transferencia de masa de Oxígeno, Modelo ASCE y el de Dos Zonas a diferentes flujos de aire y temperatura.	124
30	Coeficiente de Transferencia de Masa de Oxígeno en Agua Limpia a diferentes flujos de aire 1, 2, 3 L/min.	125
31	Resultados Regresión no Lineal Modelo ASCE con sustancias contaminantes (detergente, aceite y solidos suspendidos).	126
32	Variación de los coeficientes de transferencia de masa de oxigeno en función a sustancias contaminantes a 10,4°C y 3 L/min.	127

33	Variación de los factores alfa (α) con los modelos ASCE, Modelo de dos Zonas en función de la concentración de contaminantes a 10,4°C y 3,0 L/min.	128
34	Procedimiento de Cálculo.	129
35	Registro de Datos de Campo.	135
36	Identificación de Puntos de Monitoreo.	136
37	Validación del método.	137

NOMENCLATURA

A	Área de transferencia interfacial gas-líquido, m^2
A_T	Área de sección transversal del tanque, m^2
C	Concentración de oxígeno disuelto en el líquido, g/m^3
C_G	Concentración de oxígeno en la fase gaseosa de la burbuja, 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 oxígeno disuelto en el equilibrio en la superficie de líquido P_a Presión atmosférica, 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
C_{ac}	Concentración de contaminante, aceite g/m^3
C_{det}	Concentración de contaminante, detergente g/m^3
C_s	Concentración de contaminante, sólidos g/m^3
EEE	Error estándar de la estimación, g/m^3
G	Flujo másico de alimentación de aire, g/h
g	Aceleración gravitacional ($9.81 m/s^2$)
H_C	Constante de la ley de Henry, $Pa \cdot m^3/g$
K_L	Coefficiente de transferencia de masa en la fase líquida, m/h
K_{La}	Coefficiente volumétrico de transferencia de oxígeno aparente en agua limpia a una temperatura T, h^{-1}
K_{LBA_B}	Coefficiente volumétrico de transferencia de masa en la zona de burbujas, h^{-1}
K_{LSa_S}	Coefficiente volumétrico de transferencia de masa en la zona de reaeración de la superficie, h^{-1}
$k_{1,2,3}$	Parámetros de correlación
TETO	Tasa estándar de transferencia de oxígeno, g/h
TTO	Tasa de transferencia de oxígeno bajo las condiciones de proceso, g/h
OD	Oxígeno disuelto

P	Presión, Pa
P_E	Presión atmosférica estándar (101325 Pa)
P_S	Presión atmosférica en el campo y por lo tanto en la superficie del líquido (Pa)
P_{vT}	Presión de vapor del agua a una temperatura T (Pa)
p_G	Presión parcial del oxígeno en la fase gaseosa, Pa
p_i	Presión parcial del oxígeno en la interfase de la fase gaseosa, Pa
r	Coefficiente de correlación, adim
T	Temperatura, °C
t	Tiempo de aireación, h
V	Volumen del líquido, m ³
V_{gas}	Volumen de gas retenido en el líquido, m ³
Y	Razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja, g O ₂ /g N ₂
y_0	Razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja en la alimentación, g O ₂ /g N ₂
Z	Posición por encima del difusor, m
Z_S	Profundidad del líquido, m

Letras griegas

α_{ASCE}	α referido al K_{La} del modelo de la ASCE, adim
α_B	α referido al K_{LBA_B} del modelo de dos zonas simplificado, adim
ε	Retención gaseosa, adim
ρ	Densidad del líquido, kg/m ³
τ_p	Constante de tiempo del sensor, s

RESUMEN

El sistema estudiado se realizó en Puno, en el laboratorio de Control de calidad de la Universidad Nacional del Altiplano, es la aereación en difusor cerámico de poro fino con 20 L de agua, se desarrollaron 28 pruebas; los ensayos se realizaron en agua limpia y con la presencia de principales contaminantes de aguas residuales domesticas (aceite, detergentes y solidos suspendidos). para aplicar al diseño de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales urbanas a 3820 msnm. Los datos se procesaron por el método de regresión no lineal ajustada en el algoritmo de Gauss Newton, se calculo los coeficientes de transferencia de masa según los modelos de la American Society of Civil Engineers (ASCE) y de dos zonas, hallando el factor alfa de las aguas analizadas bajo estas condiciones. El modelo ASCE presenta mayor acercamiento ($K_{La} = 3,41 \text{ h}^{-1}$ hasta $9,13 \text{ h}^{-1}$) y el de dos zonas expresa mayor comprensión física del proceso de transferencia ($K_{LSaS} = 0,276 \text{ h}^{-1}$ y $K_{LBaB} = 6,174 \text{ h}^{-1}$) ya que presenta soluciones menos complejas, con los resultados se realizaron las correlaciones concluyendo que el coeficiente en la zona media es mayor respecto a la superficial y que los dos guardan correspondencia al incrementar el flujo de aire, además la temperatura afecta en forma idéntica a los coeficiente en ambas zonas, la presencia de contaminantes disminuye el coeficiente de transferencia, notando que la presencia de detergente genera mayor perturbación en la zona superficial. Las correlaciones realizadas fueron en general muy buenas ($r \geq 0.99$), concluyendo que pueden ser utilizadas para desarrollo de sistemas de tratamiento más eficientes a condiciones de altitud.

Palabras Clave: Aereación, difusión, disuelto, masa, oxigeno, Transferencia

ABSTRACT

The system studied was carried out in Puno City, in the Laboratory of Quality Control of the Universidad Nacional del Altiplano, is the aeration by fine pore ceramic diffuser with water a 20 L in which 28 tests were developed; the tests were performed in clean water and with the presence of major domestic wastewater contaminants (oil, detergents and suspended solids). With the objective of applying the design of Urban Wastewater Treatment Systems to 3820 m.a.s.l. The data was processed by the nonlinear regression method adjusted in the algorithm of Gauss Newton, mass transfer coefficients were calculated according to the models of the American Society of Civil Engineers (ASCE) and two areas, finding the alpha factor of the analyzed waters under these conditions. The ASCE model presents a greater approach ($K_{La} = 3,41 \text{ h}^{-1}$ hasta $9,13 \text{ h}^{-1}$) and the two-zone system expresses greater physical understanding of the transfer process ($K_{LSaS} = 0,276 \text{ h}^{-1}$ y $K_{LbaB} = 6,174 \text{ h}^{-1}$) which presents less complex solutions, with the results the correlations were made concluding that the coefficient in the middle zone is greater with respect to the superficial one and that the two keep correspondence to increase the air flow, in addition the temperature affects identically to the coefficient in both zones, the presence of contaminants definitely decreases the transfer coefficient, noting that the presence of detergent causes greater disturbance in the surface area. The correlations were generally very good ($r \geq 0.99$), concluding that they can be used for the development of more efficient treatment systems at high altitude conditions.

Keywords: Aeration, diffusion, dissolved, mass, oxygen, transfer

INTRODUCCIÓN

La contaminación del Lago Titicaca durante los últimos años se ha incrementado notablemente de esta forma el tratamiento de las aguas residuales se hace relevante, ya que el mismo permite que el impacto ambiental disminuya y que la contaminación producida se encuentre dentro de los límites aceptables. Sin embargo, los tratamientos también tienen diversos costos asociados, por lo cual existe la necesidad de optimizar este proceso, estudiando las posibilidades para utilizar el tratamiento de aguas residuales que se adapte mejor a sus necesidades, en este caso las condiciones de altitud de 3820 msnm y utilizar el equipo adecuado, de tal forma que el costo para el tratamiento de agua sea el menor posible. (PCM, 2014)

La parte experimental está basada en el análisis de modelos de transferencia de masa de oxígeno, formulando su desarrollo por soluciones analíticas, aproximaciones por iteración en relación a ensayos, proponiendo analizar la aireación y con los datos del sistema de difusión se encontró los coeficientes de transferencia de masa volumétrica. Para lo cual se realizó una serie de pruebas de aireación en un reactor cilíndrico para validar el modelo matemático. Se estudió el efecto de la tasa de flujo de aire y la temperatura para determinar los coeficientes de transferencia de masa en las ecuaciones desarrollando las correlaciones correspondientes. El flujo de aire variable, y la temperatura del agua se variaron de 5°C a 15°C. Contrastando el modelo matemáticamente formulado del proceso de aireación Para tener una mejor comprensión del sistema. (Duran E. H., 2005)

La complejidad de los procesos de tratamiento de aguas residuales ha aumentado dramáticamente durante la última década debido a los requisitos exigidos por la legislación para eliminar los compuestos nitrogenados y de fósforo, junto con los de carbón (Sakar, 2010). La modelación matemática del proceso de tratamiento proporciona una herramienta útil para asistencia en el diseño y control operativo de los procesos (Olsson, 1999). Los sistemas de tratamiento generalmente utilizan microorganismos, en particular bacterias, para la degradación de los compuestos biodegradables que trae consigo las aguas servidas. Estos microorganismos están en contacto con las aguas residuales, donde la biomasa se alimenta de las impurezas en presencia/ausencia de oxígeno, luego pasan a un sedimentador y más tarde parte se recircula para mantener una población constante (lodos activados), y parte se desecha. En el proceso hay remoción de contaminantes junto con una serie reacciones de oxido reducción que ocurren, todo esto dependiendo de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD). (Escalas, 2006).

El presente trabajo de Investigación se centra en la determinación y el estudio del coeficiente de transferencia de oxígeno por encima de los 3820 msnm y su relación afluente-efluente de la Laguna de estabilización Espinar - Puno, con la finalidad de aplicar al diseño de sistemas de tratamiento a condiciones altiplánicas en la cantidad de oxígeno necesaria para el crecimiento de los microorganismos responsables de la degradación biológica. (Juárez, 2013)

CAPITULO I

PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1 PLANTEAMIENTO DE LA INVESTIGACIÓN

Durante el proceso de tratamiento de aguas Residuales Urbanas, el oxígeno es fundamental para los procesos de oxidación, cuando desarrollamos el diseño de lagunas aireadas, lodos activados y otros cálculos, se requieren datos de concentración de oxígeno en agua limpia a saturación a una temperatura T de campo, coeficiente real de transferencia entre otros. Muchos de estos valores se obtienen de modelos de condiciones diferente y otras veces se asumen, por lo que no es real y se hace necesario desarrollar el estudio en condiciones altiplánicas por encima de los 3800 m.s.n.m. en vista de que no se cuentan con estos valores. (Oakley, 2014)

Se han realizado varios estudios a temperaturas de 20, 25, 30 °C a condiciones inferiores de altitud. Según (Wagner, 2010) y estas son deficientes para ser utilizadas, debido a que la concentración de oxígeno en la atmosfera es menor por ser la presión atmosférica inferior a 1 atmosfera y el oxígeno se encuentra más dispersado, es decir en menor densidad y a su vez la carga bacteriana no se desarrolla convenientemente a temperatura de 10°C y observando que las

temperaturas del altiplano incluso descienden hasta temperaturas cercanas a los cero grados Celsius en épocas de invierno no obstante favorecer la disolución de oxígeno. (Duran, 2006)

En 1984. La American Society of Civil Engineers (ASCE) en conjunto con la United States Environmental Protection Agency (USEPA), desarrollaron una norma para la medición de la transferencia de oxígeno en agua limpia, la cual se ha venido utilizando con amplia aceptación para caracterizar los sistemas de oxigenación. Las condiciones estándar de la norma ASCE son agua limpia, con un nivel de oxígeno disuelto nulo, una temperatura de 20 °C y una presión de 1 atm, por lo que la velocidad de transferencia de oxígeno a otras condiciones se ajusta mediante los así llamados factores alfa, beta, theta y efe (F), los cuales dependen del tipo de aireador, de la intensidad del mezclado o turbulencia, de las características del agua residual, del ensuciamiento de los difusores, entre otros aspectos. (Stenstrom, 1981).

1.1.1 Problema General

¿Es necesario desarrollar el análisis de transferencia de masa de oxígeno para optimizar los sistemas de aereación en el tratamiento de aguas residuales a 3820 m.s.n.m.?

1.1.2 Problemas Específicos

- ¿Cuáles son los coeficientes de transferencia de masa de oxígeno a determinar y analizar a condiciones de 3820 msnm para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales?
- ¿Cuáles son los coeficientes volumétricos a analizar en relación al flujo de aire y con temperatura para condiciones de altitud?

- ¿Cuál es el modelo matemático del proceso de aireación a diferentes condiciones que predice el comportamiento de diferentes épocas del año?

1.2 JUSTIFICACIÓN

De las 84 plantas de tratamiento de aguas Residuales en la región Puno, 31 no remueven la carga orgánica para el cual fueron diseñadas, debido a las diferentes condiciones ambientales respecto de las ecuaciones y datos, los mismos que fueron desarrollados a condiciones del nivel del mar con temperaturas y presiones distintas (Oakley, 2014).

Es indispensable considerar que las plantas que se ubican en altura mayor a 3 000 msnm (altiplano) necesitan mucha más energía por consiguiente costos elevados, porque la concentración de saturación del oxígeno en el agua disminuye con la altura, esto para el caso de que la temperatura más baja del agua no pueda compensar este efecto. Así también para el diseño y funcionamiento de sistema de lodos activados el oxígeno disuelto es requerido para satisfacer la DBO como por ejemplo en la utilización de bacterias en fase endógena con aireación extendida y en zanjas de oxidación, en las ecuaciones para el diseño de Lodos Activados con Sedimentación Secundaria, en el cálculo de la Tasa Estándar de Transferencia de Oxígeno, es dato importante la tasa real de transferencia de oxígeno en condiciones de campo, además el coeficiente de saturación de oxígeno de aguas residuales β , (S. Oakley, L. Salguero, 2011).

Por esto es necesario investigar que influencia tiene dicha altura en los costos de energía para plantas de tratamiento que trabajan con aireación (lodos activados, lagunas aireadas, etc.).

La inversión de estas obras, debe ser justificada por su buen funcionamiento y está por las investigaciones que respalden dichos proyectos, de esta manera se propone desarrollar el estudio de Análisis de Transferencia de Masa de Oxígeno para Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales encima de 3820 msnm.

1.3 HIPOTESIS

1.3.1 Hipótesis general

Desarrollando el análisis de la transferencia de masa de oxígeno se determinará los coeficientes para optimizar los sistemas de aereación en el tratamiento de aguas residuales a 3820 msnm.

1.3.2 Hipótesis Específicas

- Analizando los coeficientes de transferencia de masa de oxígeno a 3820 msnm se determina los coeficientes para su aplicación al diseño de aereación en el tratamiento de aguas residuales
- Analizando los coeficientes volumétricos en relación al flujo de aire y temperatura, se determina aquellos para su aplicación a condiciones de altitud,
- El modelo matemático determinado del proceso de aereación predice el comportamiento en diferentes épocas del año.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo General

Desarrollar Análisis de Transferencia de Masa de Oxígeno para la aplicación al diseño de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales urbanas a 3820 msnm.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Determinar los coeficientes de transferencia de masa a diferentes condiciones termométricas con diferentes flujos de aire para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales.
- Determinar los coeficientes volumétricos en relación al flujo de aire, temperatura y bajo condiciones de altitud, comportamiento que permitiría diseñar plantas de tratamiento eficientes.
- Seleccionar el modelo matemático del proceso de aereación a diferentes condiciones ambientales que permita predecir el comportamiento eficiente en diferentes épocas del año por encima de 3820 msnm.

CAPITULO II

MARCO TEORICO

2.1 ANTECEDENTES

El Instituto del Mar del Perú (IMARPE, 2014) determinó el modelo matemático (Ec. 01) donde efecto de la presión atmosférica es predominante, explicando la tendencia negativa con la elevación. La distribución de valores en la concentración de equilibrio sugiere la presencia de otros efectos como procesos biológicos en las concentraciones de oxígeno disuelto.

$$OD=10.44 - 0,00057(E) - 0,0897(T) \quad \text{Ec. (01)}$$

Donde: E = elevación en m respecto al nivel del mar

T = Temperatura del agua en °C

Navarrete (2014) calculó la concentración de oxígeno disuelto a diferentes altitudes y temperaturas a través del modelo establecido por la United States Geological Survey (2014) el cual muestra valores cercanos a los del Instituto del Mar del Perú IMARPE.

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos se ha generado curvas de modelos matemáticos los cuales permiten obtener datos (anexo 17 al 21) a diferentes condiciones (Susan, 2014) en el cual se obtiene un factor de 0.65 para el la concentración de OD de 13.0 mg/L (Goffin, 2014), generando para condiciones de 3820 msnm una concentración de oxígeno disuelto de 8.45 mg/L.

El Modelo Streeter-Phelps (1925) es uno de los modelos iniciales fue propuesta a partir de un estudio del proceso de oxidación y aireación en el Río Ohio que incluye como variable adicional a la demanda bioquímica de oxígeno.

$$V \frac{dL}{dt} = -K_d VL \quad \text{Ec. (02)}$$

$$V \frac{dD}{dt} = -K_d VL - k_a VD \quad \text{Ec. (03)}$$

K_d es la tasa de consumo de oxígeno por degradación de DBO en $[d^{-1}]$.

k_a es la tasa de aireación de oxígeno en el cuerpo de agua $[d^{-1}]$.

L es la DBO de la materia orgánica en el agua en $[mg \cdot L^{-1}]$.

D es el déficit de oxígeno en $[mg \cdot L^{-1}]$.

Steven, (1997) ha relacionado a través de un modelo matemático los principales mecanismos que definen el oxígeno disuelto en un cauce de agua superficial que recibe la descarga de aguas residuales: Descomposición de materia orgánica, y aireación de oxígeno. Este modelo ha sido adaptado tanto para fuentes puntuales como para fuentes difusas o dispersas.

Por otra parte realizó estudios de aplicación de modelos matemáticos en la determinación de oxígeno disuelto en aguas salinas utilizando electrodo de membrana en la que realizan variaciones de temperatura y de concentración de sales factores que influyen en la solubilidad de los gases en agua hasta concentraciones a nivel de agua de mar concluyendo que a medida que aumenta la contaminación de las muestras, las diferencias de oxígeno disuelto de saturación y el medio (déficit de oxígeno) resultan mayores.

Según el Acta oceanográfica del Pacífico Vol. 17 N° 01, (2012) Las aguas superficiales más oxigenadas se detectaron en el año 2005 (5.39 ml/L), mientras que las más pobres en oxígeno superficial en el año 1997 (4.73 ml/L), fecha en la que la temperatura superficial presentó el valor más alto de los últimos 22 años. El promedio superficial de la concentración de oxígeno disuelto en los años Niño es de 4.98 mg/L para la estación La Libertad como una relación para nuestro estudio.

Según datos de SEDAPUNO (2014), El Oxígeno disuelto en el sistema de tratamiento de agua residual el espinar Puno muestra un intervalo en su concentración entre 0.03 a 1,36 mg/L en promedio tanto el efluente como el afluente generando la proliferación de larvas de mosquito.

Berkay (1995) determinó que el diseño de un equipo de aireación para un tratamiento biológico de aguas residuales domésticos depende de las características del tratamiento y la transferencia de oxígeno, La aeración es una parte esencial de cualquier tratamiento biológico aeróbico los procesos. Si se logra mecánicamente es bastante importante seleccionar los medios más eficaces y baratos de oxígeno para la transferencia en los procesos de la

oxidación biológicos. Para diseñar la aeración es necesario determinar la cantidad según los datos de proceso de tratamiento biológicos como el de las características de la transferencia de oxígeno.

En la Universidad Nacional del Centro del Perú se desarrolló la determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno (K_{La}) en la disminución de la carga orgánica de un agua residual sintética programando en Matlab para procesar datos y obtener de K_{La} y la velocidad de consumo de oxígeno por los microorganismos. Los valores de la velocidad de consumo de oxígeno por los microorganismos, el coeficiente de transferencia de oxígeno (K_{La}) y la concentración de saturación de oxígeno (C_{sr}) para la degradación de materia orgánica se muestran en el cuadro 01. (Bendezú, 2013).

Cuadro 1. Determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno

VUO=OUR (mg O ₂ /L/min)	VUO = OUR (mg O ₂ /L/h)	KLar (min ⁻¹)	KLar (h ⁻¹)	Csr (mg/L)
0,3674	22,0427	0,3596	21,6	7,5375

Csr: Concentración de saturación de O₂ (mg O₂/L) en el agua residual

Fuente: (Bendezú, 2013)

Según Tabares (2012) el cambio de DBO₅ soluble debido a agentes inhibitorios en procesos de lodos activados generan un modelos matemático semifísico basado en la velocidad de consumo y transferencia de oxígeno bajo el efecto de inhibidores a distintas concentraciones (40 – 170 ppm grasa 20 a 150 ppm de detergente). Utilizaron Matlab concluyendo que estos causan inhibición de los microorganismos en los lodos activados sin afectación en la transferencia de oxígeno, pero retardando su consumo, componentes que interfieren en la degradación biológica utilizaron un reactor discontinuo con un diseño factorial 2².

Torres (2007) Respecto a mismo se determinó que la velocidad específica de consumo de oxígeno en microorganismos incluyendo el tiempo de respuesta del electrodo de Oxígeno. Aplicaron al ganoderma lucidum obtuvieron un valor promedio de QO_2 de $0.345 \text{ mmol (g biomasa.h}^{-1}) \pm 0.0171$ sin incluir el tiempo de respuesta del electrodo presentaron además el tratamiento matemático y metodológico para la determinación de la velocidad específica de consumo de oxígeno (QO_2).

Bermudez (2003) presenta además el modelamiento de la transferencia de oxígeno para el cultivo de microorganismos en un bioreactor de columna de burbujeo en el cual se obtuvo el perfil de concentración de oxígeno sobre el bioreactor como resultado de una solución numérica y computacional del modelo y obtener en función del tiempo de fermentación. Por otro lado a partir de la Ley de Henry estimaron el valor de la solubilidad en diferentes composiciones del medio de cultivo. Observando que *siempre es menor en agua pura* a las mismas condiciones de temperatura debido a la presencia de sales y compuestos orgánicos. El nivel de oxígeno disuelto en el líquido, alcanzó un valor de saturación de $9,05 \text{ mg/L}$ a las tres horas. Este resultado es bastante afín con el estudio preliminar (Reuther, 1995) quienes reportaron un valor de saturación de oxígeno en agua de $9,3 \text{ mg/L}$ a 20°C obtenido a partir del diseño de una planta piloto para el sistema de aireación de levaduras.

2.2 MARCO REFERENCIAL

Erazo (2001) define experimentalmente que el Coeficiente de Transferencia de Oxígeno ($k_L a$) puede determinarse en un Biorreactor Batch. y se encontró la relación funcional directa con la aireación y agitación y una dependencia

inversa con la viscosidad del medio, considero el sistema homogéneo con un equipo de medición de eliminación de gas encontrando el modelo de la concentración media, encontrando una dependencia con el caudal y la agitación, ver cuadro 02:

Cuadro 2. Variación de k_L con la aireación

$k_L a, h^{-1}$	VVM, L/L/min
12,70	0,40
39,60	1,20
45,59	2,00

Fuente: (Erazo, 2001)

Blazquez, (1995) determinó los parámetros de transferencia de oxígeno en fermentadores como etapa controlante en fermentación aerobia encontrando que los valores del coeficiente de transferencia utilizando aire ($k_{L,a}, 1/h = 36,36$) como fase gaseosa son apreciablemente inferiores a los obtenidos con oxígeno puro ($k_{L,a}, 1/h = 30,00$).

Otros investigadores Ecknfelder (2000) los cuales son referidos por Stenstrom observaron que la influencia de la temperatura en los K_L as se debe principalmente a los cambios que esta produce sobre otras variables de transporte, como lo son la densidad, la viscosidad, la difusividad y la tensión superficial, las cuales cambiarán entre otras características, el tamaño de las burbujas y la velocidad de ascenso, aspectos que en definitivo alteran tanto la resistencia a la transferencia (K_L), como la razón de área de intercambio por unidad de volumen.

Por otro lado Rojas (2013) determinó el valor del coeficiente de transferencia de oxígeno en la degradación de materia orgánica, elaborando un programa en

MATLAB para su cálculo con la capacidad de recibir datos de concentración de oxígeno disuelto y su algoritmo correspondiente emitiendo valores de K_La y velocidad de consumo de oxígeno por los microorganismos en la eliminación de impurezas. La velocidad de consumo promedio de oxígeno por los microorganismos es de $0,3674 \text{ mg O}_2/\text{L}/\text{min}$ equivalente a $22,0427 \text{ mg O}_2/\text{L}/\text{h}$ como también se observó la disminución de oxígeno en función al tiempo, debido a la presencia de microorganismos en el sistema que consume el oxígeno para multiplicarse y llevar a cabo el proceso de disminución de la materia orgánica.

Además Chavez (2004) determinó el Coeficiente de Transferencia de Oxígeno en Aguas Residuales para el dimensionamiento de equipos de Aireación de Biodigestores Aerobios obteniendo un máximo del coeficiente de $4.33 \text{ Kg}/\text{Kg}\cdot\text{min}$ con una velocidad máxima de consumo de oxígeno en la planta de tratamiento de aguas residuales analizada es de $0.0471 \text{ ppm}/\text{s}$.

Duran y Rojas (2006) En su Propuesta de un Modelo de Dos Zonas Simplificado para el Estudio de la Transferencia de Oxígeno en Sistemas de Aeración con Difusores de Poro Fino, desarrollaron análisis a corridas de aeración en agua limpia con diferentes flujos de aire (30, 40, 60 y 80 l/min) y a diferentes temperaturas (20, 25 y 30 °C). encontrando a 25,5°C los coeficientes de transferencia de masa superficial K_{LSaS} de 0,86, mientras que para el caso del K_{LBaB} tiene un valor de 0,691 indicando una influencia fuerte sobre la transferencia de oxígeno en la zona de reaeración en la superficie

Camacho (1995) También determinó los parámetros de transferencia de oxígeno en fermentadores, así mismo representó el poder reductor total, la

concentración de oxígeno en la fase líquida y el consumo de base frente al tiempo y se observan claramente dos etapas en el proceso. La primera dura aproximadamente 50 y 180 minutos, cuando se utiliza como fase gaseosa oxígeno puro y aire respectivamente, y durante ella, el poder reductor total disminuye rápidamente, se produce todo el consumo base y la concentración de oxígeno en la fase líquida se mantiene nula, corresponde a la oxidación del ditionito.

2.3 MARCO CONCEPTUAL

2.3.1 Difusión

La ley de Fick de la difusión, propuesta en 1855, afirma que la razón de difusión de una especie química en el espacio de una mezcla gaseosa (o de una solución líquida o sólida) es proporcional al gradiente de concentración de esa especie en ese lugar.

La concentración de una especie en una mezcla de gases o en una solución líquida o sólida puede definirse de varias maneras: como la densidad, la fracción de masa, la concentración molar y la fracción molar; por lo tanto, la ley de Fick puede expresarse en forma matemática de muchas maneras. Resulta que lo mejor es expresar el gradiente de concentración en términos de la fracción de masa o molar, y la formulación más apropiada de la ley de Fick para la difusión de una especie A en una mezcla binaria en reposo de las especies A y B, en una dirección x especificada. (Çengel Y. A., 2013)

La ecuación de difusión de masa es:

$$J_{Dif,A} = -D_{AB} \frac{dC_A}{dx} \quad \text{Ec (04)}$$

Para los casos bidimensional y tridimensional, la ley de Fick puede expresarse de manera conveniente en forma vectorial, sencillamente al reemplazar las derivadas que aparecen en las relaciones antes dadas por los gradientes correspondientes:

$$J_A = -\rho D_{AB} \nabla W_A \quad \text{Ec. (05)}$$

Análoga a la ecuación de la difusión, se necesitan condiciones comparables de frontera para determinar la distribución de concentración de la especie en un medio. Dos tipos comunes de condiciones de frontera son 1) la concentración especificada de la especie, la cual corresponde a la temperatura especificada y 2) el flujo especificado de la especie, el cual corresponde al flujo especificado.

2.3.2 Modelos de Transferencia de Oxígeno

2.3.2.1 Modelo ASCE

La American Society of Civil Engineers (ASCE, A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water, 2a, 1991) y la Environmental Protection Agency (EPA, 1999) de los Estados Unidos: "A Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water". Se basa en una técnica de aireación en estado no estacionario con sulfito de sodio catalizada por cloruro de cobalto (II) y luego se alcanza el equilibrio. En este proceso se realiza una medición precisa de la concentración de oxígeno disuelto con el tiempo.

El análisis se desarrolla bajo la siguiente ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_\infty^* - C) \quad \text{Ec. (06)}$$

Donde K_{La} es el coeficiente de transferencia de masa de oxígeno aparente en el agua a temperatura T por un tiempo, con C_{∞}^* , concentración de saturación de oxígeno disuelto en fase líquida en estado estacionario obtenida en un tiempo infinito a una temperatura T del agua y a una presión atmosférica de campo en la superficie del líquido.

Suponiendo que K_{La} y C_{∞}^* son constantes durante todo el periodo de la prueba y a lo largo de todo el volumen de transferencia, y debido a que alcanzaron la saturación se obtiene la siguiente función que describe la variación de la concentración de oxígeno disuelto con respecto al tiempo:

$$C = (C_o - C_{\infty}^*)^{-K_{La}t} + C_{\infty}^* \quad \text{Ec (07)}$$

Donde:

C_o Concentración de oxígeno disuelto al inicio de la aireación en g/m³

t = tiempo de aireación en horas

Se utilizará el método Gauss-Newton, para ajustarlos a la ecuación (07), se ha demostrado que este modelo ajusta estadísticamente en forma bastante adecuada los datos de oxigenación; sin embargo, algunos autores como Mc Whirter y Hutter mencionan que tienen poco sentido físico y por lo tanto, los resultados no pueden emplearse para el escalamiento de sistemas de aireación.

2.3.2.2 Modelo de Dos Zonas

Propuesto por (McWhirter, 1989) Es el desarrollo del modelo con uso de difusores cerca del fondo de un tanque y fluye hacia arriba a través del

líquido y hasta la superficie. Durante este trayecto, las burbujas causan el movimiento y la mezcla del seno del líquido en el tanque y también generan una superficie turbulenta de las dos zonas está basado en las siguientes suposiciones:

- Las burbujas fluyen hacia arriba a través del líquido con un patrón de flujo tipo pistón
- El seno del líquido está completamente mezclado, es decir, la concentración de oxígeno disuelto es uniforme a lo largo de todo el volumen del tanque en cualquier instante
- La transferencia de nitrógeno es despreciable en comparación con la de oxígeno
- El flujo molar de nitrógeno es constante
- Los procesos de transferencia de oxígeno están controlados por la resistencia de la fase líquida

Las ecuaciones que gobiernan el modelo de dos zonas son las siguientes:

Balance de masa de oxígeno en fase gaseosa:

$$\left[\begin{array}{l} \text{Cambio en la concentración} \\ \text{de la demanda de oxígeno} \\ \text{con respecto al tiempo} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Velocidad de desaparición} \\ \text{de oxígeno en el agua} \\ \text{debido a la presencia de} \\ \text{microorganismos} \end{array} \right]$$

Del cual se propone: Que para un área específica \dot{a} que es la relación del área con el volumen de aireación con su área transversal correspondiente A_T donde va ocurriendo la variación de la concentración de oxígeno respecto al tiempo, los cuales dependen del flujo másico de alimentación

de aire G , y la razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno y dentro de una burbuja, gO_2/gN_2 respecto a la altura del difusor Z . menos el coeficiente volumétrico de transferencia de masa en la zona de burbujas por su área transversal A_T del producto de la diferencia entre concentración de oxígeno en el equilibrio C^* con la concentración de oxígeno disuelto en el líquido C (Duran, 2005).

$$\varepsilon A_T \frac{\partial C_G}{\partial t} = -G \frac{\partial y}{\partial Z} - K_{LB} a_B (1 - \varepsilon) A_T (C^* - C) \quad \text{Ec. (08)}$$

Balance de masa de oxígeno en fase líquida:

$$A_T Z_S (1 - \varepsilon) \frac{dC}{dt} = \int_0^Z K_{LB} a_B (C^* - C) (1 - \varepsilon) A_T dz + K_{LS} a_S (1 - \varepsilon) (C^* - C) A_T Z_S \quad \text{Ec (09)}$$

La concentración de oxígeno en el equilibrio del oxígeno en el sistema es:

$$C^* = C_S^* \frac{y(P - P_{vT})}{y_0(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (10)}$$

Donde:

A_T área de sección transversal del tanque, m^2

C^*_S concentración de equilibrio de oxígeno disuelto en la superficie del líquido a presión atmosférica P_S , g/m^3

C_G concentración de oxígeno en la fase gaseosa de la burbuja, g/m^3

G flujo másico de nitrógeno, g/h

$K_{LB} a_B$ 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 reaeración de la superficie, h^{-1}

- y razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja, g O₂/g N₂
 y_0 razón de masa de oxígeno a masa de nitrógeno dentro de una burbuja en la alimentación, g O₂/g N₂
 Z posición por encima del difusor, m
 Z_S profundidad del líquido, m
 ε retención gaseosa, adim

Por lo que P presión del gas como una función de la profundidad de líquido (densidad y aceleración de la gravedad y altura)

$$P = P_S + \rho g(1 - \varepsilon)(Z_S - Z) \quad \text{Ec. (11)}$$

La resolución de estas cuatro ecuaciones anteriores puede realizarse por métodos numéricos, transformada de Laplace u otro con uso de K_{LB} , a_B , K_{LS} , a_S y C_0 como parámetros ajustables, los cuales deben obtenerse de los resultados de ajuste de los ensayos de campo, y finalmente obtener los coeficientes de transferencia de masa (McWhirter, 1989).

Suponiendo un estado cuasi estable en el que la concentración de oxígeno en fase gaseosa no varíe con el tiempo, consideraremos $Z = 0$, $y = y_0$ como condiciones de frontera para la ecuación (08), y que para un tiempo $t = 0$, la concentración es $C = C_0$ como la condición inicial para la ecuación (09), permitiendo un análisis más real del proceso por su complejidad matemática utilizando difusores describiendo la concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo de aireación.

El objetivo es el análisis más riguroso de la transferencia de oxígeno para poder predecir el desempeño de aireación bajo condiciones de

operación y ambientales. Modelo de Zonas Simplificado (Duran E. H., 2005)

Analizando las ecuaciones (08), (09) y (10) podemos simplificar haciendo dos suposiciones:

- Que la retención gaseosa es mínima
- Que la variación de la concentración de oxígeno en tramos dZ es despreciable.

Por lo que las ecuaciones que gobiernan el fenómeno de transferencia de masa sería:

$$Z_S \frac{dC}{dt} = \int_0^{Z_S} K_{LB} a_B (C^* - C) dz + K_{LS} a_S (1 - \dot{a})(C^* - C) Z_S \quad \text{Ec. (12)}$$

$$C^* = C_S^* \frac{(P_S + \rho g(Z_S - Z) - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (13)}$$

Igualando ambas ecuaciones e integrando el lado derecho de la ecuación. El balance de masa en fase líquida sería:

$$\frac{dC}{dt} = K_{LB} a_B (C_B^* - C) + K_{LS} a_S (C_S^* - C) \quad \text{Ec. (14)}$$

$$C_B^* = C_S^* \frac{(P_S + \tilde{n}gZ_S/2 - P_{vT})}{(P_S - P_{vT})} \quad \text{Ec. (15)}$$

Se observa que C_B^* es la concentración de saturación a la mitad de la profundidad del tanque, o sea, la concentración de saturación promedio en el volumen del líquido aireado. Con esto presente, el balance de masa (ecuación (14)) se puede interpretar fácilmente, en donde se nota que la tasa de transferencia total es la suma de la transferencia en la

zona de dispersión, donde rige un coeficiente para esa zona ($K_{LB} a_B$) y donde la fuerza motriz es la diferencia entre la concentración de saturación promedio de todo el volumen de esa zona y la concentración instantánea de oxígeno disuelto y la transferencia en la zona de la superficie turbulenta, donde rige otro coeficiente ($K_{LS} a_S$) y la fuerza motriz es la diferencia entre la concentración de saturación en la superficie y la concentración instantánea de oxígeno disuelto en el líquido.

Integrando la ecuación (14) obtenemos la concentración de oxígeno disuelto en cualquier instante de la aireación:

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

Ec. (16)

Relacionando esta ecuación con la correspondiente al modelo ASCE (ecuación 07), donde se tienen las siguientes correspondencias.

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

Ec (17)

$$K_L a = K_{LB} a_B + K_{LS} a_S$$

Ec. (18)

Con estas relaciones se logra identificar la concentración de saturación de oxígeno disuelto en el volumen del líquido en estado estacionario (C_∞^*) del modelo ASCE, el cual es el promedio ponderado de las concentraciones de saturación en la superficie y en el seno del fluido. (EPA, 1989) Tanto para un sistema de difusores finos, como para los no porosos, se presenta un valor promedio entre su correspondiente C_s^* y

C_B^* , siendo consistente con lo predicho por el modelo de dos zonas simplificado propuesto.

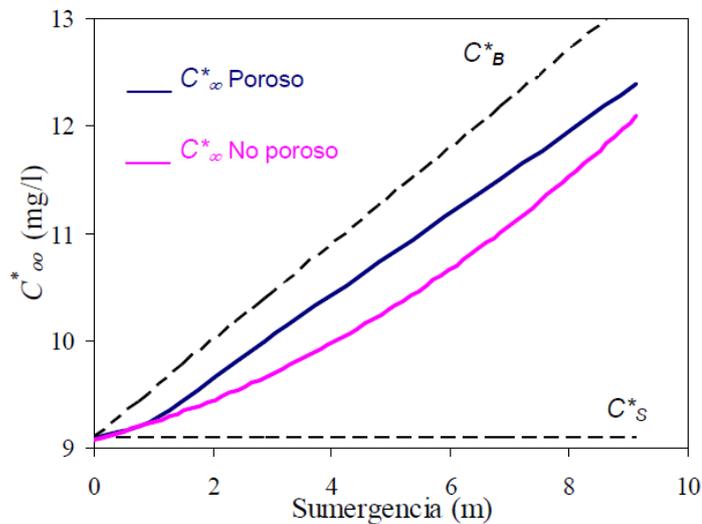


Figura 1. Variación de C_{∞}^* respecto de la sumergencia de los difusores

Fuente: Sanitaire, 1995

El conjunto de datos de reaeración mediante el modelo de dos zonas simplificado, Los coeficientes $K_{LB}a_B$ y $K_{LS}a_S$ pueden obtenerse mediante regresión no lineal de los datos de la ecuación (14), o también de los parámetros del modelo ASCE, lo cual se logra resolviendo las ecuaciones (15) Y (16) simultáneamente y obteniendo.

$$K_{LB}a_B = \frac{C_{\infty}^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \tag{Ec. (19)}$$

$$K_{LS}a_S = \frac{C_B^* - C_{\infty}^*}{C_B^* - C_S^*} K_L a \tag{Ec. (20)}$$

Por consiguiente el modelo de dos zonas simplificado propuesto debe cumplir los objetivos deseados, ya que analiza el fenómeno físico de la transferencia de oxígeno con difusores de una forma más cercana a la realidad del mismo.

En los procesos de tratamiento de Lodos activados el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. En este proceso, los microorganismos están completamente mezclados con la materia orgánica del agua residual de manera que ésta les sirve de sustrato alimenticio. Es importante anotar, que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos superficiales o sopladores sumergidos, los cuales tienen una doble función, 1) producir mezcla completa y 2) agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle (Tabares, 2012).

En el proceso de lodos activados un residuo se estabiliza biológicamente en un reactor bajo condiciones aeróbicas donde el oxígeno disuelto debe mantenerse a una concentración de 2 - 4 mg/L. El ambiente aeróbico se logra mediante el uso de aireación por medio de difusores o sistemas mecánicos. (Tabares, 2012)

La biomasa es una mezcla heterogénea de partículas, microorganismos, coloides orgánicos polímeros y cationes, de muy diversas formas, tamaños y densidades. Todos estos parámetros impactan el consumo y transferencia de oxígeno. La transferencia de masa también está relacionada con el tamaño del área de contacto entre las fases gaseosa y líquida, es decir, la forma de la burbuja y la concentración de sólidos (García, 2009). Las características de la burbuja varían según el tipo de aireador usado y la capacidad de incorporación al agua residual de la burbuja creada (Germaina *et al*, 2007).

La aireación es un proceso esencial en la mayoría de procesos de tratamiento de aguas residuales, y compone la fracción más grande de

los costos energéticos de la planta. Los sistemas de aireación pueden alcanzar la oxigenación de las aguas residuales esquilando la superficie (aireadores superficiales) o lanzando burbujas en el fondo del tanque (los aireadores de burbuja gruesa o de burbuja fina). (Reddy, 2003)

El estudio de la transferencia de oxígeno en los sistemas de lodos activados por lo general ha sido relacionado con dos variables principales que tienen que ver con el transporte (coeficiente de transferencia volumétrico, KLa) y el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, OUR). Sin embargo, la predicción correcta de la velocidad de transferencia de oxígeno (OTR) en un proceso biológico tiene que realizarse teniendo en cuenta la relación entre ambos. (García, 2009)

La caracterización de las aguas residuales puede realizarse con la ayuda de métodos físico-químicos o biológicos. Entre los métodos biológicos, la respirometría se ha convertido en uno de los métodos más comúnmente utilizados para caracterizarlas (Petersen *et al*, 2002)

En un sistema aerobio, la variación del oxígeno disuelto debido a los agentes inhibidores detergente-grasa, se puede determinar por medio de la respirometría, la cual es una técnica que se fundamenta en la utilización del oxígeno con el metabolismo energético. Esta permite que el consumo de oxígeno en un ambiente microbiano sea utilizado como parámetro sustituto para el crecimiento de la célula o remoción de sustrato. Las técnicas respirométricas se han utilizado intensamente para la determinación de la DBO, toxicidad y de los parámetros

biocinéticos de las aguas residuales tóxicas y no tóxicas (Spanjers, 1994)

La velocidad de consumo de oxígeno puede ser también usada para determinar la velocidad de crecimiento específico y otros coeficientes cinéticos (Henze, 2000); (Vanrollenghem, 1999) debido a los agentes inhibidores detergente-grasa. El conocimiento de la velocidad de respiración y de la función de la transferencia del oxígeno es de interés en control y diagnóstico del proceso de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, PTAR (Lindberg, 1996).

2.4 COEFICIENTE VOLUMÉTRICO DE TRANSFERENCIA DE OXÍGENO ($K_L a$)

Son muchas las operaciones unitarias en las que se pone en contacto una fase líquida y una gaseosa produciéndose el transporte de materia entre ambas. En muchas de estas operaciones, por ejemplo reacciones químicas heterogéneas gas-líquido y fermentaciones, el contacto entre tales fases se realiza en un tanque agitado que contiene el líquido haciendo circular el gas a través del mismo.

Dado el desconocimiento actual de la turbulencia en el diseño de equipos para llevar a cabo las mencionadas operaciones, es necesario el conocimiento de los coeficientes volumétricos de transferencia de materia medios a través de las fases líquido y gas.

Supóngase una fase gaseosa G, que contiene un soluto cuya presión parcial en dicha fase es p y una fase líquida L con concentración molar del mismo soluto c . En una porción de superficie interfacial gas-líquido A, en la que se establece un perfil de concentraciones de soluto, suponiendo que en dicha

superficie interfacial se alcanza el equilibrio instantáneamente se cumplirá:

(Tabares, 2012)

$$N_A = \frac{p-p_0}{K_g A} = \frac{c_0-c}{k_1 A} = \frac{p-p_e}{k_g A} = \frac{c_e-c}{k_L A} \quad \text{Ec. (21)}$$

Esta ecuación expresa el caudal de materia transferido, como el cociente entre una fuerza impulsora y una resistencia a la transferencia.

Donde:

N_A : cantidad de materia transferida por unidad de superficie y unidad de tiempo.

p_0 : presión parcial de soluto en la superficie interfacial.

C_0 : concentración molar del soluto en equilibrio con p_0 , en la superficie interfacial.

P_e : presión parcial de soluto en el gas en equilibrio con un líquido de concentración molar de soluto c .

C_e : concentración molar de soluto en el líquido en equilibrio con un gas de presión parcial de soluto p .

k_g : coeficiente individual medio de transferencia de materia en la fase gaseosa.

k_1 : coeficiente individual medio de transferencia de materia en la fase líquida.

k_G : coeficiente global medio de transferencia de materia expresado en presiones parciales.

k_L : coeficiente global medio de transferencia de materia expresado en concentraciones molares.

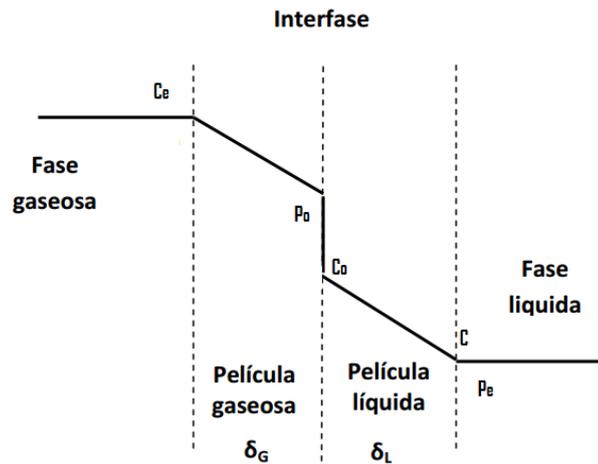


Figura 2. Perfil de concentraciones y presiones en la interfase gas-líquido.

Fuente: Levenspiel, 1998

En la curva de equilibrio y de la Ecuación 21, teniendo en cuenta el significado físico de las pendientes, se deduce la relación entre los coeficientes individuales y globales:

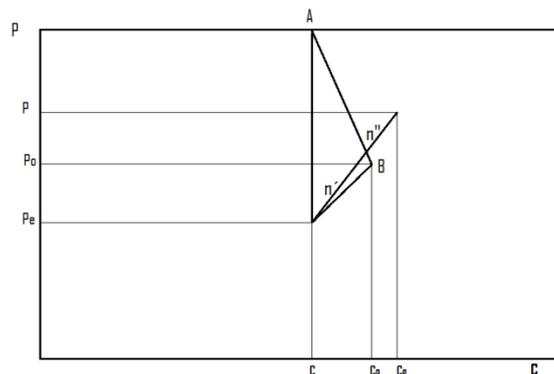


Figura 3. Curva de equilibrio. Significado físico de los coeficientes.

Fuente: Canale, 2007

De la figura:

$$\frac{1}{k_{GA}} = \frac{1}{k_{gA}} + \frac{n'}{k_{1A}} = \frac{n''}{k_{LA}} \quad (\text{Tabares, 2012}) \quad \text{Ec (22)}$$

En el caso de que se cumpliera la ley de Henry, la curva de equilibrio sería una recta.

($p = Hc$) y, por tanto, la Ecuación 22 se reduce a la expresión:

$$\frac{1}{k_G A} = \frac{1}{k_g A} + \frac{H}{k_1 A} = \frac{H}{k_L A} \quad \text{Ec. (23)}$$

En algunos casos concretos se puede considerar que una de las resistencias a la transferencia de materia, la opuesta por la fase líquida o la opuesta por la fase gaseosa, es despreciable. Así, si se cumple la ley de Henry se tiene:

a) Para solutos muy solubles en la fase líquida, o sea, para valores de la constante de Henry muy bajos, se podrá despreciar de la Ecuación (23) el término $H/K_L a$ frente a $1/k_g A$, por lo que se cumplirá:

$$K_g = K_G \quad \text{Ec. (24)}$$

En este caso la transferencia de materia en la fase gaseosa controla el proceso.

b) Para solutos muy insolubles en la fase líquida, es decir, para valores muy elevados de la constante de Henry, se podrá despreciar de la Ecuación (23) el término $1/k_g A$ frente al $H/K_L a$, por lo que se cumplirá:

$$k_1 = K_L \quad \text{Ec. (25)}$$

En este caso es la transferencia de materia en la fase líquida es la etapa controlante del proceso.

En los casos en que intervienen gotas, burbujas, etc., el área interfacial de transferencia resulta difícil de evaluar, por lo que se introduce un parámetro "a" que representa la superficie interfacial de transferencia por unidad de volumen, denominándose al producto $k \cdot a$ coeficiente de transporte volumétrico.

En el metabolismo aeróbico el oxígeno actúa como último aceptor de electrones, siendo este proceso clave para la generación de energía (ATP).

Debido a la baja solubilidad del oxígeno en agua (7 mg/L a 35°C) y a que los microorganismos son capaces de utilizar solamente el oxígeno disuelto, es evidente que éste deberá ser suministrado continuamente al medio de cultivo.

De esta manera, la transferencia de materia en la fase líquida es la etapa controlante del proceso de tratamiento con lodos activados.

Macroscópicamente, la transferencia de oxígeno puede explicarse mediante la ecuación:

$$RO_2 = K_L a (C^* - C_L), \quad \text{Ec. (26)}$$

Donde RO_2 es la velocidad de transferencia de oxígeno, $K_L a$ es el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno, C^* es la concentración que estaría en equilibrio con la presión parcial de oxígeno en el seno de la fase gaseosa. Según la ley de Henry, $PO_2 = H \cdot C^*$ y C_L es el valor de la concentración de oxígeno en el seno del líquido. La diferencia de estos dos últimos términos es la fuerza impulsora de la transferencia. El $K_L a$ es una constante de proporcionalidad que puede tomar diferentes formas dependiendo del modelo que se utilice para explicarla.

Un procedimiento para la estimación de la tasa de utilización de oxígeno en los reactores biológicos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, se basa en la modelación matemática de la variación de oxígeno disuelto (OD) en el reactor, teniendo en cuenta los aportes de aire a través del parámetro denominado coeficiente de transferencia de oxígeno ($K_L a$), así como la velocidad de consumo de oxígeno (OUR) necesario para la actividad biológica. Dicha variación es un parámetro esencial en el tratamiento de las aguas residuales por lodos activados, ya que los microorganismos necesitan el oxígeno para su metabolismo interno, logrando así consumir la materia orgánica biodegradable y alcanzando la remoción deseada de DBO5 soluble, cuando uno de estos dos parámetros se afecta, los microorganismos no logran alcanzar la remoción de la DBO5 soluble para lo cual está diseñado el

proceso. El procedimiento de estimación consta de las etapas de calibración del parámetro $K_L a$, obtención de una expresión para OD, y reestructuración de dicha expresión para obtener el valor de la tasa de utilización de oxígeno (OUR) (Lindberg, 1996).

2.5 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Uno de los tratamientos biológicos secundarios de aguas residuales más comunes es la transferencia de masa de oxígeno (Metcalf, 1998), debido a la solubilidad baja del oxígeno y a la velocidad de transferencia reducida, es necesario crear área de transferencias adicionales para conseguir la cantidad suficiente (cuadro 03). Para lograr este propósito es posible introducir aire en el agua (*aereación*), o también exponer el líquido al aire en forma de gotas pequeñas (*aireación*).

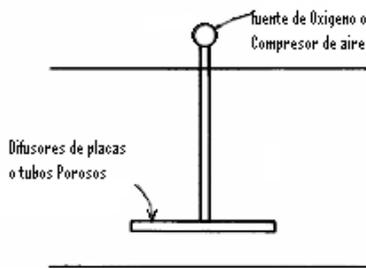
Existen otros métodos bastante usados como los aireadores superficiales, los cuales son turbinas de velocidad baja o alta, también en unidades flotantes de alta velocidad girando en la superficie del líquido levemente sumergida. Estos aireadores con proyección son tanto para mezclar contenidos de tanques, exposición de líquidos hacia la atmosfera en forma de gotas pequeñas.

A su vez, los procesos de oxigenación se clasifican en términos generales, como sistemas de aereación por burbuja o sistemas de difusor, y sistemas de aireación mecánica, dentro de los cuales existen sistemas combinados que utilizan la aspersion y la agitación mecánica (Winker, 1999)

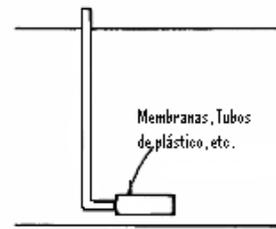
Cuadro 3. Dispositivos comúnmente utilizados para la Oxigenación de Aguas Residuales

Clasificación	Descripción	Uso y Aplicación
Sumergido:		
Difusión de aire		
- Poroso (Burbujas finas)	Burbujas generadas con tubos placas cerámicas porosos, fabricados con productos cerámicos vitrificados y resinas	Todos los tipos de procesos de fangos activados
- Poroso (burbujas de tamaño medio)	Burbujas generadas con membranas elásticas o tubos de plástico perforados	Todos los tipos de procesos de fangos activados
- No poroso (burbujas gruesas)	Burbujas generadas con orificios inyectoras y toberas	Todos los tipos de procesos de fangos activados
Mezclador estático	Tubos cortos con deflectores interiores diseñados para retener el aire inyectado por la parte inferior del tubo en contacto con el agua.	Lagunas de aireación y procesos de fangos activados
Turbina Sumergida	Consiste en una turbina de baja velocidad y sistema de inyección de aire comprimido Aire comprimido inyectado en el líquido mezcla al ser bombeado bajo presión a través de una tobera.	Todos los tipos de procesos de fangos activados
Tobera a Chorro	Turbina de gran diámetro utilizada para promover la exposición de las gotas de líquido a la atmosfera	Todos los tipos de procesos de fangos activados
Superficial:		
Turbina de baja velocidad	Hélice de pequeño diámetro que se usa para promover la exposición de las gotas de agua a la atmosfera	Lagunas de aireación y procesos de fangos activados
Aireador flotante de alta velocidad	Las paletas montadas sobre un eje central giran en el seno del líquido. El oxígeno se introduce en el líquido por la acción de salpicadura creada por las paletas y por la exposición de las gotas del líquido a la atmosfera.	convencionales Lagunas aireadas
Aireador de rotor horizontal	El agua residual fluye por encima de una cascada de baja altura de lámina.	Zanja de oxidación, canales de aireación y lagunas aireadas
Cascada		Pos aireación

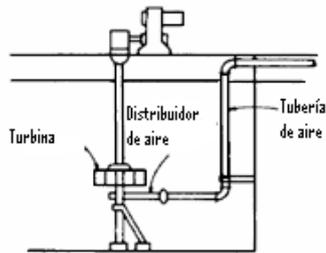
Fuente: (Metcalf, 1998)



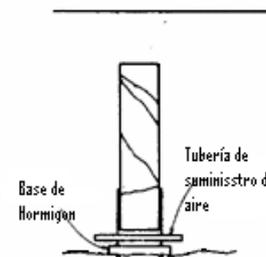
a) difusor de burbujas finas.



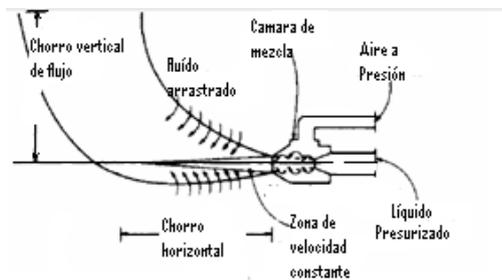
b) difusor de burbujas de tamaño medio



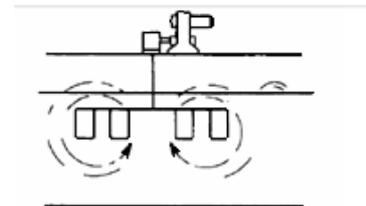
c) turbina sumergida.



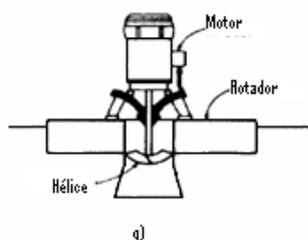
d) mezclador estático.



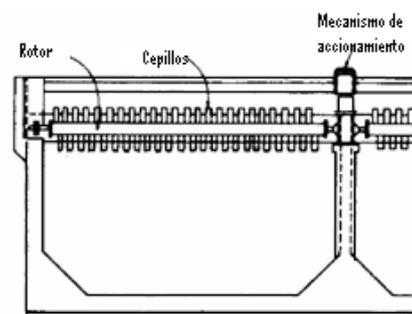
e) aerador de chorro



(f) turbina de baja velocidad



g) turbina flotante de alta velocidad



h) aireador de rotor horizontal.

Figura 4. Dispositivos de aireación típicos utilizados para la transferencia de oxígeno.

Fuente: Metcalf, 1998

Cuadro 4. Dispositivos de aereación con difusores comunes

Tipo o sistema	Eficiencia de transferencia	Descripción	Véase figura
Poroso			
Placa	Alta	Placas cerámicas cuadradas instaladas sobre soportes fijos o en la solera del tanque	2.2 (a)
Domo	Alta	Difusores cerámicos con forma de domo instalados sobre las conducciones de distribución ubicadas cerca del fondo del tanque	2.2 (b)
Disco	Alta	Discos de cerámica rígidos o flexibles de membrana porosa instalados en las conducciones de distribución ubicadas cerca de la solera del tanque	2.2 (c)
Tubo	Moderada a alta	Difusor en forma de tubo de medio cerámico rígido o a de plástico flexible o de goma sintética instaladas en las tuberías de distribución	
No poroso			
Orificio fijo Tubería perforada Spanger	Baja	Red de tuberías de distribución con pequeños agujeros perforados a lo largo de su longitud	2.2 (d)
Tubería ranurada	Baja	Elementos que suelen ser de plástico moldeado que se instalan en las conducciones de distribución	
Orificio con válvulas	Baja	Tuberías de acero inoxidable con ranuras para suministrar el aire en bandas anchas Elemento que contiene una válvula de seguridad para evitar la inversión del flujo cuando se cierra el suministro de aire. Se instala en las tuberías de distribución	2.2 (e)
Tubo estático Manguera perforada	Baja	Tubo vertical estático instalado sobre el fondo del tanque que denominada como airlift Manguera perforada dispuesta a lo largo del tanque anclada al fondo	2.2 (f)
Otros dispositivos			
Aeración por Inyección	Moderada a alta	Dispositivo que descarga, a través de una boquilla situada cerca del fondo del tanque. una mezcla de aire comprimido y liquido bombeado	2.3 (a)
Aspiración Tubo en U	Baja	Bomba de hélice inclinada instalada en la superficie del tanque que aspira aire y libera bajo la superficie una mezcla de aire y agua	2.3 (b)
	alta	Descarga de aire comprimido en el tramo descendente de los reactores tipo "Deep Shaft"	2.3 (c)

Fuente: Metcalf, 1998

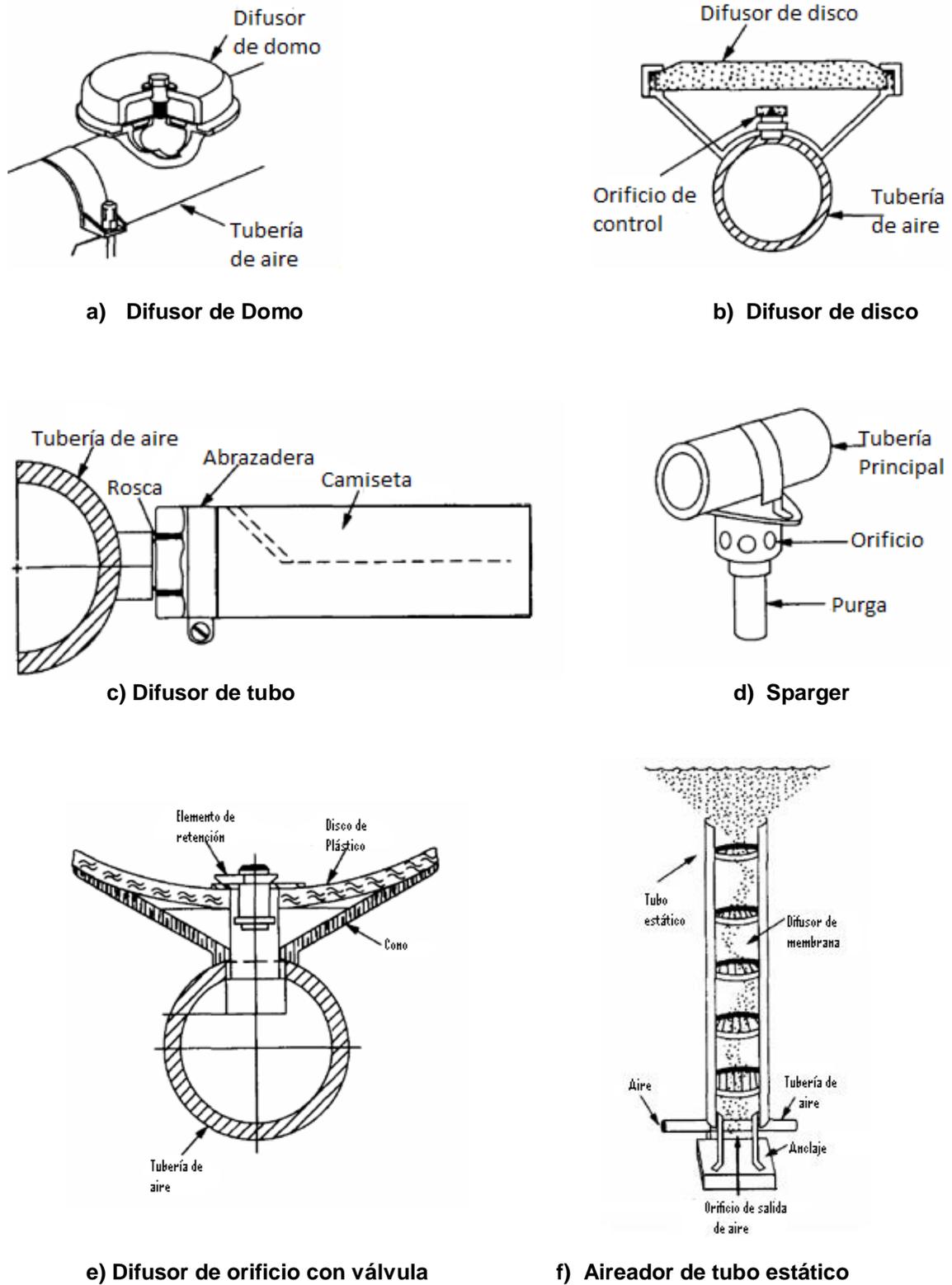
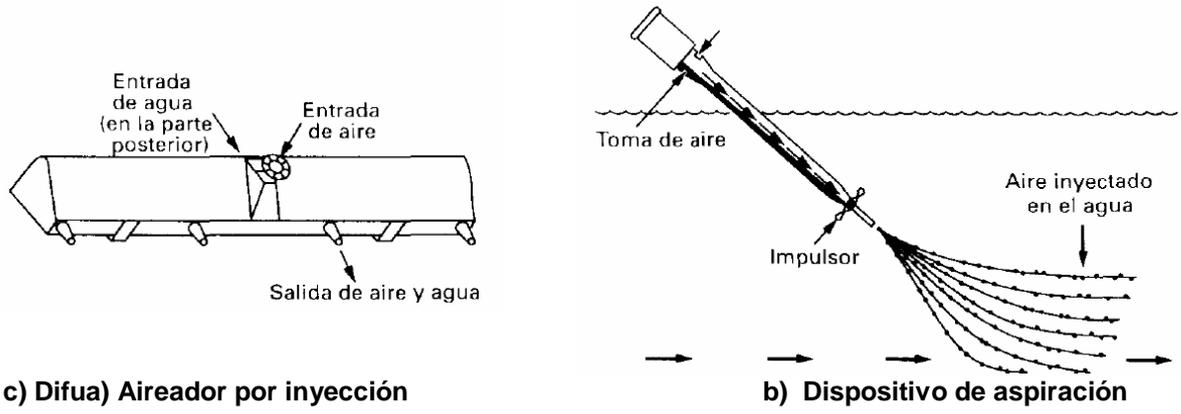


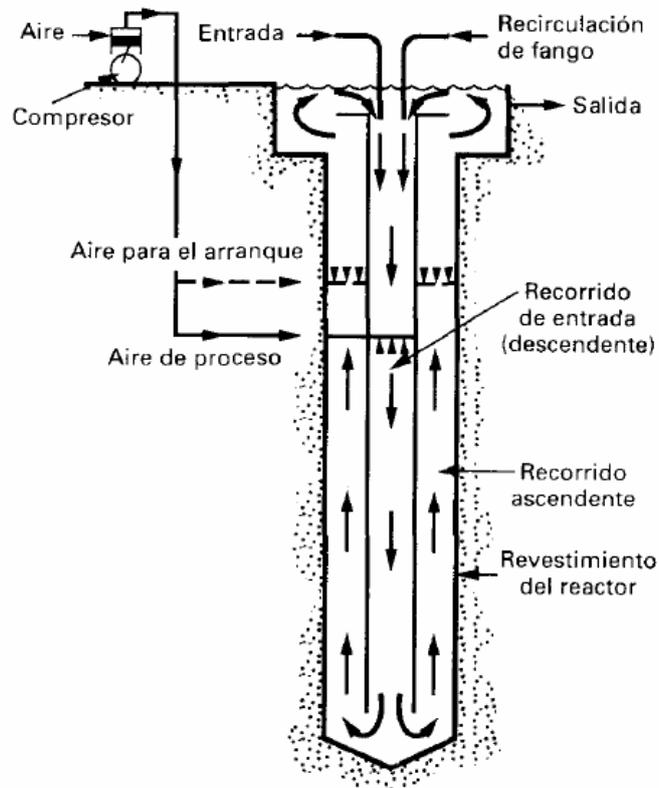
Figura 5. Difusores porosos y no porosos comunes.

Fuente: Metcalf, 1998



c) Difusor por inyección

b) Dispositivo de aspiración



c) aireador de tubo en U

Figura 6. Otros sistemas de difusión

Fuente: Metcalf, 1998

2.6 DIFUSORES PARA AEREACIÓN

La clasificación inicial de difusores consistía en aquellas de difusores de burbujas finas y los difusores de burbujas gruesas (cuadro 04), actualmente la clasificación se da en función de las características de los equipos en tres categorías: (Metcalf, 1998)

1. difusores no porosos
2. difusores de poros finos o porosos. y
3. otros sistemas de difusión

2.6.1 Difusores no porosos

Los difusores no porosos presentan orificios fijos o variables, los cuales producen burbujas de mayor tamaño que los difusores de poro fino o porosos, por lo que el área de transferencia es menor reduciendo así, su rendimiento de aereación, sin embargo, tienen ventajas de menor costo y mantenimiento menor para limpieza, y para compensar la baja área de transferencia, se precisan de placas deflectores alternados situados al camino de burbujas, tal como el difusor de la Figura 6, donde el aire se introduce por la parte inferior. La formas existente es similar a los difusores de disco o de domo. (Metcalf, 1998)

2.6.2 Difusores de Poro Fino

Denominados difusores porosos, los cuales se fabrican en diferentes tipos como los difusores de placa entre los más comunes, el tipo domo, disco y de tubo representados en la figura siguiente:



a) Placa

b) Disco

c) Domo

d) Tubo

Figura 7. Difusores de poro fino comunes

Fuente: Ebay, 2008 (http://www.blowtac.com.tw/es/product/Difusores-de-tubo-de-membrana-doble/Membrane_Double_Tube_Diffusers.html)

2.6.3 Principales características de estos difusores según (EPA, 1999)

Ventajas.

- Presenta alta eficiencia de aireación y de transferencia de oxígeno (Flujo másico de oxígeno transferido por unidad de potencia)
- De fácil adaptación en tanques para el aumento de capacidad de la planta
- Presentan bajas emisiones de compuestos orgánicos volátiles que los difusores no porosos y que los dispositivos de aireación y aereación mecánica.

Desventajas

- Son susceptibles a ensuciamiento químico y biológico, lo cual puede mitigar la eficiencia de transferencia y generar pérdidas de presiones altas
- Puede ser susceptible al ataque químico, especialmente las de membranas perforadas

- Debido a eficiencias altas de estos difusores a flujos bajos, la distribución del aire es crítica para su desempeño y la selección propicia de orificios de control de flujo es importante.
- Debido a la eficiencia alta de estos difusores de poro fino, el flujo de aire requerido está determinado por los requerimientos de mezclado y no de transferencia de oxígeno.
- Los tanques de aireación deben incorporar medios de vaciado para realizar operaciones de limpieza de los aireadores.

2.6.4 Materiales Utilizados como Difusores

Considerando los medios de poro fino principalmente, se pueden dividir en tres categorías generales (EPA, 1999)

- **Cerámicos.**- están formados por partículas minerales de formas redondas o irregulares aglomeradas los cuales forman una red de pasillos interconectados por donde circula a alta presión, el aire emerge de los poros superficiales con tamaño, tensión superficial, y caudal de aire combinado para producir la burbuja del tamaño deseado. Entre los principales materiales de estos difusores son la alúmina (óxido de aluminio), silicato de aluminio y sílice.
- **Plásticos porosos.**- Los medios plásticos son innovaciones recientes, los cuales tienen una red de poros o canalizaciones intercomunicadas a través de las cuales circula el aire a presión. Las ventajas de los medios plásticos sobre los cerámicos son su simpleza en la manufactura, menor peso, durabilidad, efectividad de costo y dependiendo del material individual, mayor resistencia a la ruptura, y por el contrario presenta mayor susceptibilidad al arrastramiento y menor resistencia al ambiente.

Existiendo plásticos rígidos fabricados de polímeros termoplásticos como el polietileno de alta densidad (HDPE) y el acrilonitrilo de estireno (SAN); mientras que los no rígidos se fabrican básicamente de una material que es extruido de una combinación de hule y polietileno de alta densidad.

- **Membranas Perforadas.**- Generalmente los difusores de tubo o de disco, de han desarrollado y adaptado membranas, las cuales son cubiertas finas y fabricadas con termoplásticos (principalmente Cloruro de polivinilo, PVC) o bien con algún tipo de elastómero (principalmente con el dímero de etileno propileno, EPDM). Con orificios diminutos perforados en el material de la cubierta. Cuando se inicia el flujo de aire, la cubierta se hincha y cada agujero actúa como una abertura variable independiente; cuanto mayor caudal de aire, mayor es la abertura. La ventaja es que su superficie suave y las aberturas pueden presentar una resistencia mayor al ensuciamiento; sin embargo, una desventaja es que los materiales termoplásticos y elásticos pueden presentar cambios en sus propiedades físicas con el tiempo.

Entre lo mas importantes difusores de poro fino comunes se mencionan:

- a) Los difusores de placa.- son planos y rectangulares con 30 cm² en promedio con espesores de 2,5 a 3,8 cm (EPA, 1999), pueden instalarse en soporte de aluminio u hormigón en grupos a intervalos fijos.
- b) Difusores de domo, desarrollados en materiales cerámicos o plásticos porosos, son de forma circular con diámetros promedio de 18 cm, 3,8 cm de altura, espesor 19 mm, estos difusores se montan

sobre placas de PVC o acero unidos por tornillos sobre el ducto de distribución de aire. El flujo de trabajo es de 0,5 l/s por cada difusor.

- c) Difusores de disco desarrollados con membranas flexibles de poro fino ofrece flexibilidad operacional con la máxima eficiencia de transferencia de oxígeno y una vida útil superior. Se tienen disponibles múltiples perforaciones de membrana para optimizar el desempeño del difusor a fin de ofrecer una eficiencia operativa, capacidad de manejo de aire o presión de operación excelentes. Una triple válvula de retención integrada evita el retroceso de líquido en el difusor y la tubería. Algunos difusores están construidas de polipropileno reforzado con fibra de vidrio para ofrecer el máximo desempeño. Esta opción de material ofrece capacidades mecánicas y térmicas mayores que los productos convencionales de PVC o Policloruro de vinilo clorado CPVC. Y estos difusores pueden instalarse con el montaje universal para difusor o en una conexión (hembra) de 3/4 de pulgada. (EDI, 2016),
- d) Difusor de tubo, Este difusor consiste en un cilindro de cerámica, tubo de plástico y/o con membrana asegurada por los extremos del tubo, de diversas longitudes pudiendo llegar hasta los 2 m con un diámetros entre 6,4 y 7,6 cm, por los cuales pueden fluir aire entre 1 a 5 l/s por difusor.

Para lograr una aireación uniforme en todo el tanque, es posible instalar configuraciones diversas con difusores de disco o de domo y para mantenerlos limpios se deben realizar mantenimientos preventivos para evitar costos de recambio. La limpieza por la parte

exterior del ensuciamiento biológico o químico puede realizarse interrumpiendo o no interrumpiendo los procesos y extrayendo del tanque a los difusores para someterlos a lavados con bases, detergentes, limpieza con vapor, ultrasonido, inyección de gas (HCl) y lavado con agua y/o aire a alta presión, etc. Así como también por la parte interna del tubo realizar el filtrado del aire, para ello se emplean filtros de aire antes de su inyección los cuales se constituyen generalmente con materiales secos o con impregnación viscosa, también se tiene filtros electrostáticos y de precapa tipo bolsa. Los filtros deben ser instalados antes de la alimentación de los compresores o sopladores (EPA., 1989).

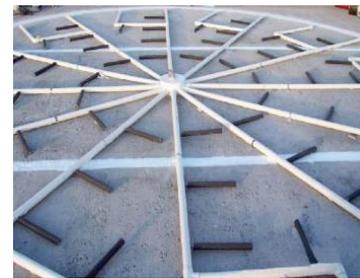


Figura 8. Arreglo de difusores de disco y de tubo

Fuente: Ebay, 2008

2.7 OXÍGENO DISUELTO

El oxígeno gaseoso disuelto en el agua es vital para la existencia de la mayoría de los organismos acuáticos. El oxígeno es un componente clave en la respiración celular tanto para la vida acuática como para la vida terrestre. La concentración de oxígeno disuelto (OD) en un ambiente acuático es un indicador importante de la calidad del agua ambiental. (Vernier, 2014)

Algunos organismos, como el salmón, las efímeras y las truchas, requieren altas concentraciones de oxígeno disuelto. Otros organismos como el siluro, las larvas de mosquito y la carpa, pueden sobrevivir en ambientes con bajas concentraciones de oxígeno disuelto. La diversidad de los organismos es mucho mayor a altas concentraciones de OD (cuadro 05), en el que se indica las concentraciones mínimas de oxígeno disuelto necesarias para sostener a distintos animales.

Cuadro 5. Requerimiento mínimo de oxígeno Disuelto

Espécimen	mg/L
Trucha	6.5
Lobina de boca pequeña	6.5
Larvas de tricópteros	4.0
Larvas de efemeróptero o mosca de mayo	4.0
Siluro	2.5
Carpa	2.0
Larvas de Mosquito	1.0

Fuente: (Vernier, 2014)

Cuadro 6. Fuentes de Oxígeno Disuelto

- | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> • Oxigenación por el movimiento de las aguas sobre las rocas o detritos <ul style="list-style-type: none"> • Oxigenación por el viento o las olas • Fotosíntesis de las plantas acuáticas |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Fuente: (Vernier, 2014)

Como resultado de la actividad de las plantas (cuadro 06), los niveles de OD pueden fluctuar durante el día, elevándose a lo largo de la mañana y alcanzando un máximo en la tarde. Por la noche cesa la fotosíntesis, pero las plantas y animales continúan respirando, causando una disminución de los niveles de OD. Como las fluctuaciones diarias son posibles, los ensayos de OD deben realizarse a la misma hora cada día. Grandes fluctuaciones en los niveles de oxígeno disuelto en periodos cortos de tiempo pueden traer como

resultado una multiplicación de algas. Como la población de algas está creciendo con gran rapidez, los niveles de oxígeno disuelto aumentan. Pronto las algas comienzan a morir y son descompuestas por bacterias aeróbicas, las que usan el oxígeno. A medida que mueren más algas, el requerimiento de oxígeno de la descomposición aeróbica aumenta, lo que resulta en una caída brusca de los niveles de oxígeno. A continuación de una floración de algas, los niveles de oxígeno pueden ser tan bajos que los peces y otros organismos acuáticos se sofocan y mueren.

Cuadro 7. Factores que afectan los niveles de Oxígeno Disuelto

FACTOR
<ul style="list-style-type: none"> • Temperatura • Poblaciones de plantas acuáticas • Material orgánico en descomposición en el agua • Flujo de corrientes • Presión atmosférica y altura • Actividad Humana

Fuente: (Vernier, 2014)

La temperatura es un factor importante en la capacidad del oxígeno para disolverse (cuadro 07), ya que el oxígeno, al igual que todos los gases, tiene diferentes solubilidades a distintas temperaturas. Las aguas más frías tiene una mayor capacidad de oxígeno disuelto que las aguas más cálidas. La actividad humana, como la remoción del follaje a lo largo de una corriente o la liberación de agua caliente empleada en los procesos industriales, lo que puede causar un aumento de la temperatura del agua a lo largo de un estrechamiento dado de la corriente (cuadro 8, 9 y 10). Esto resulta en una menor capacidad de la corriente para disolver oxígeno.

Cuadro 8. Porcentaje de Saturación de Oxígeno Disuelto

Nivel de OD	Porcentaje de Saturación de DO
Supersaturación ₁	$\geq 101\%$
Excelente	90 – 100%
Adecuado	80 – 89%
Aceptable	60 – 79%
Pobre	$< 60\%$

Fuente: (Vernier, 2014)

La supersaturación puede ser dañina para los organismos acuáticos, Puede conducir a la enfermedad llamada enfermedad de burbujas de gas. (Vernier, 2014)

Cuadro 9. Presión Barométrica Aproximada a Diferentes Elevaciones

Elevación(m)	Presión (mm Hg)	Elevación (m)	Presión (mm Hg)	Elevación (m)	Presión (mm Hg)
0	760	609.6	708	1219.2	659
76.2	753	685.8	702	1250.0	653
152.4	746	762.0	695	1295.4	647
228.6	739	838.2	689	1447.8	641
304.8	733	914.4	683	1524.4	635
381.0	727	976.9	677	1600.2	629
457.2	720	1066.8	671	1676.4	624
533.4	714	1143.0	665	1752.6	618

Fuente: Vernier, 2014

Cuadro 10. 100 % Capacidad de Oxígeno Disuelto (mg/L)

T	770 mmHg	760 mmHg	750 mmHg	740 mmHg	730 mmHg	720 mmHg	710 mmHg	700 mmHg	690 mmHg	680 mmHg	670 mmHg	660 mmHg
0°C	14.76	14.57	14.38	14.19	13.99	13.80	13.61	13.42	13.23	13.04	12.84	12.65
1°C	14.38	14.19	14.00	13.82	13.63	13.44	13.26	13.07	12.88	12.70	12.51	12.32
2°C	14.01	13.82	13.64	13.46	13.28	13.10	12.92	12.73	12.55	12.37	12.19	12.01
3°C	13.65	13.47	13.29	13.12	12.94	12.76	12.59	12.41	12.23	12.05	11.88	11.70
4°C	13.31	13.13	12.96	12.79	12.61	12.44	12.27	12.10	11.92	11.75	11.58	11.40
5°C	12.97	12.81	12.64	12.47	12.30	12.13	11.96	11.80	11.63	11.46	11.29	11.12
6°C	12.66	12.49	12.33	12.16	12.00	11.83	11.67	11.51	11.34	11.18	11.01	10.85
7°C	12.35	12.19	12.03	11.87	11.71	11.55	11.39	11.23	11.07	10.91	10.75	10.59
8°C	12.05	11.90	11.74	11.58	11.43	11.27	11.11	10.96	10.80	10.65	10.49	10.33
9°C	11.77	11.62	11.46	11.31	11.16	11.01	10.85	10.70	10.55	10.39	10.24	10.09
10°C	11.50	11.35	11.20	11.05	10.90	10.75	10.60	10.45	10.30	10.15	10.00	9.86
11°C	11.24	11.09	10.94	10.80	10.65	10.51	10.36	10.21	10.07	992	9.78	9.63
12°C	10.98	10.84	10.70	10.56	10.41	10.27	10.13	9.99	9.84	9.70	9.56	9.41
13°C	10.74	10.60	10.46	10.32	10.18	10.04	9.90	9.77	9.63	9.49	9.35	9.21
14°C	10.51	10.37	10.24	10.10	9.96	9.83	9.69	9.55	9.42	9.28	9.14	9.01
15°C	10.29	10.15	10.02	9.88	9.75	962	9.48	9.35	9.22	9.08	8.95	8.82
16°C	10.07	9.94	9.81	9.68	9.55	9.42	9.29	9.15	9.02	8.89	8.76	8.63
17°C	9.86	9.74	9.61	9.48	9.35	9.22	9.10	8.97	8.84	8.71	8.58	8.45
18°C	9.67	9.54	9.41	929	9.16	9.04	8.91	8.79	8.66	8.54	8.41	8.28
19°C	9.47	9.35	9.23	9.11	8.98	8.86	8.74	8.61	8.49	8.37	8.24	8.12
20°C	9.29	9.17	9.05	8.93	8.81	8.69	8.57	8.45	8.33	8.20	8.08	7.96
21 °C	9.11	9.00	8.88	8.76	8.64	8.52	8.40	8.28	8.17	8.05	7.93	7.81
22°C	8.94	8.83	8.71	8.59	8.48	836	8.25	8.13	8.01	7.90	7.78	7.67
23°C	8.78	8.66	8.55	8.44	8.32	8.21	8.09	7.98	7.87	7.75	7.64	7.52
24°C	8.62	8.51	8.40	8.28	8.17	8.06	7.95	7.84	7.72	7.61	7.50	7.39
25°C	8.47	8.36	8.25	8.14	8.03	7.92	7.81	7.70	7.59	7.48	7.37	7.26
26°C	8.32	8.21	8.10	7.99	7.89	7.78	7.67	7.56	7.45	7.35	7.24	7.13
27°C	8.17	8.07	7.96	7.86	7.75	7.64	7.54	7.43	7.33	7.22	7.11	7.01
28X	8.04	7.93	7.83	7.72	7.62	7.51	7.41	7.30	7.20	7.10	6.99	6.89
29°C	7.90	7.80	7.69	7.59	7.49	7.39	7.28	7.18	7.08	698	6.87	6.77
30°C	7.77	7.67	7.57	7.47	7.36	7.26	7.16	7.06	6.96	6.86	6.76	6.66
31 °C	7.64	7.54	7.44	7.34	7.24	7.14	7.04	6.94	6.85	6.75	6.65	6.55

Fuente: Vernier, 2014

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1 METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1.1 Método General

Método Analítico estacionario en un tanque de 20 L según modelo de la American Society of Civil Engineers (ASCE) y de dos Zonas simplificado Propuesto por (McWhirter, 1989).

3.1.2 Métodos Específicos

Metodología 1: Los coeficientes de transferencia de masa a diferentes condiciones termométricas con diferentes flujos de aire para su aplicación al diseño de procesos de tratamiento de aguas residuales se realizaron por regresión no lineal ajustada mediante el método Gauss Newton,

Metodología 2: El análisis de los coeficientes volumétricos de transferencia determinados en relación de los flujos de aire y temperatura bajo condiciones de altitud se realizan según regresión lineal múltiple.

Metodología 3: La Determinación del modelo matemático del proceso de aereación a diferentes condiciones ambientales que mejor correlaciona fue una regresión lineal de valores experimentales contra los predecidos por las ecuaciones de ajuste que mejor predice el comportamiento eficiente en diferentes condiciones a 3820 msnm.

Para la Metodología 1, Las pruebas de aereación se realizaron en un tanque de aproximadamente 20,0 L de capacidad con un difusor único de domo cerámico de 6 cm de diámetro colocado en el del fondo del tanque y a una profundidad de 33,5 cm con respecto al nivel del líquido. La concentración de oxígeno disuelto se monitoreó mediante un medidor de Oxígeno Disuelto TRACER DO PockeTester 1761 (PockeTester, 2013) perteneciente al Laboratorio de Control de Calidad de la Facultad de Ingeniería Química UNA-Puno. La variación de la temperatura del agua se logró mediante Frezer C312 perteneciente al Laboratorio de Alimentos de la E.P. de Ingeniería Química UNAP. Las pruebas se desarrollaron con agua limpia y con soluciones preparadas con contaminantes: aceite, detergentes y solidos suspendidos en diferentes concentraciones de forma que simuló ser aguas contaminadas de diferente variabilidad.

Los datos obtenidos fueron procesados para determinar el coeficiente de transferencia de masa de oxígeno disuelto para cada variación y además determinar los factores alfa de las aguas contaminadas.

En primer lugar se realizó pruebas de aeración en agua limpia para determinar la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) en relación al tiempo en segundos de respuesta del sensor para un cambio del tipo escalón.

Los flujos de aire fueron 1, 2, 3 y 4 L/min con temperaturas entre 5, 10 y 15 °C, generando datos para los cuales se hizo la regresión no lineal con el software Curve Expert 2.4 encontrando coeficientes volumétricos de transferencia de masa de oxígeno según el modelo ASCE y el de dos zonas simplificado obtenidas según las ecuaciones (19) y (20):

$$K_{LB}a_B = \frac{C_{\infty}^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} \cdot K_L a \quad (19)$$

$$K_{LS}a_s = \frac{C_B^* - C_{\infty}^*}{C_B^* - C_S^*} \cdot K_L a \quad (20)$$

Para la Metodología 2, Los coeficientes determinados se relacionaron con los flujos de aire y temperatura, a través de una regresión lineal con el Software Polymath 5.0.

Por otro lado se realizaron pruebas experimentales con aguas con contaminantes aceite (2,4,6 y 8 mg/L), detergente (2,4,6 y 8 mg/L) y solidos suspendidos (250, 500, 1000 y 1500 mg/L), que representaron a los contaminantes más comunes de la aguas residuales domesticas (Stenstrom, 1981), fijando para estas pruebas el flujo estándar en 3 L/min a 10,4°C que permiten una simulación en las condiciones mas desfavorables para el tratamiento de aguas a 3820 msnm.

De esta manera se determinó los coeficientes volumétricos de transferencia de masa de oxígeno para aguas contaminadas, calculando los factores alfa (α) los cuales fueron correlacionados con la variación de la concentración de contaminantes mediante regresiones no lineales de acuerdo a la ecuación (7) que es la siguiente:

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

Se realizó las combinaciones de los tres contaminantes para las corridas experimentales y se desarrollo la regresión lineal múltiple entre las correlaciones para obtener el factor alfa (α) en función de las concentraciones de los contaminantes que permitieron predecir el comportamiento del fenómeno.

Para la Metodología 3, Con los resultados obtenidos se grafica una recta de pendiente unitaria, y se expresa como un coeficiente de correlación. Según la regresión de los valores experimentales y los resultados por las ecuaciones de ajuste se observa la diferencia en relación al valor estimado.

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" (ASCE, 1991). 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_{La} y C_{∞}^* mediante una regresión no lineal sobre el modelo ASCE basada en el método Gauss-Newton el cual puede calcularse mas rápidamente con Programas Computacionales.

Posteriormente, los coeficientes K_{LaB} y K_{LaS} del modelo de dos zonas simplificado se calcularon a partir del K_{La} y de la C_{∞}^* .

El cumplimiento de la norma ASCE requirió la realización de algunas pruebas preliminares, a saber la determinación de la calidad del agua utilizada (sólidos totales disueltos, pH, conductividad, turbiedad, dureza total, concentración de cloruros y densidad) y la determinación de la constante de tiempo del sensor de oxígeno disuelto utilizado. Las pruebas de calidad del agua se realizaron siguiendo las normas de los de control estándar de calidad de agua (APHA, 1985) y para la determinación de la constante de tiempo del sensor se realizaron tres pruebas de la respuesta del sensor a un cambio tipo escalón en la concentración de OD. En estas pruebas se cambió al sensor de un medio que estaba al 0% de saturación de OD a uno al 100% y se monitoreó la transición dinámica de la lectura de OD indicada por el aparato (C_p), a partir de la cual se calculó la constante de tiempo (τ_p) realizando una regresión no lineal sobre un modelo de respuesta dinámico de primer orden: (Duran E. H., 2005)

$$C_p = C_\infty^* + (C_o - C_\infty^*) \exp\left(-\frac{t}{\tau_p}\right) \quad (\text{Ec. 27})$$

Así mismo se determinó el desplazamiento del volumen de líquido debido a la presencia del gas en el tanque, obteniendo la retención gaseosa en el sistema a través de la siguiente ecuación (Duran E. H., 2005):

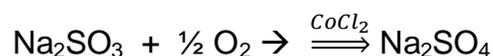
$$\varepsilon = \frac{V_{\text{gas}}}{V} \quad (\text{Ec. 28})$$

Por otro lado, se realizaron análisis de Oxígeno Disuelto de las aguas residuales en la laguna de estabilización “El Espinar” – Puno entre los meses: marzo 2015 – a abril del 2016, tanto en el afluente como en efluente, los mismos que se procesaron para su interpretación.

A. Procedimiento a Nivel de laboratorio para la Determinación del Coeficiente Global de Transferencia

Para cálculos de dispositivos de aereación se determina el coeficiente $K_{L,a}$, utilizando aereación en estado inestable en agua (tap wáter) como fase líquida. La determinación del $K_{L,a}$, consiste de tres etapas: (Ecknfelder, 2000)

- a. Desoxigenar el agua hasta una concentración virtual nula. Esto se hizo agregando agente químico desoxigenador, el más común es el sulfito de sodio (Na_2SO_3). Como catalizador se utilizó Cloruro de cobalto CoCl_2 y la reacción es la siguiente:



- b. La relación estequiométrica es:

$$\frac{\text{Na}_2\text{SO}_3}{(1/2)\text{O}_2} = \frac{126}{16} = 7,875$$

Es decir se requiere teóricamente 7,875 mg/L de Na_2SO_3 para remover 1 mg/L de oxígeno disuelto.

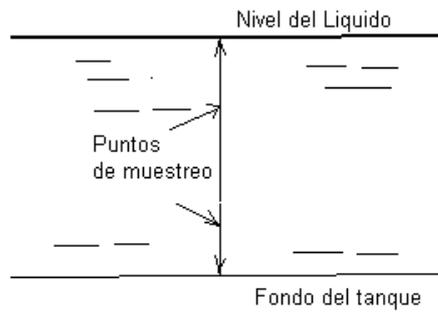
Basándose en pruebas de oxígeno disuelto en agua, se utilizó un exceso de Na_2SO_3 (entre 10 y 20%) procurando añadir suficiente cloruro de cobalto para tener una concentración mínima de 1.5 mg/L de Co^{+2} .

Después que se elimina el oxígeno disuelto, se inicia la aereación. Puesto que la concentración se incrementa con el tiempo, el método se llama aereación en estado inestable.

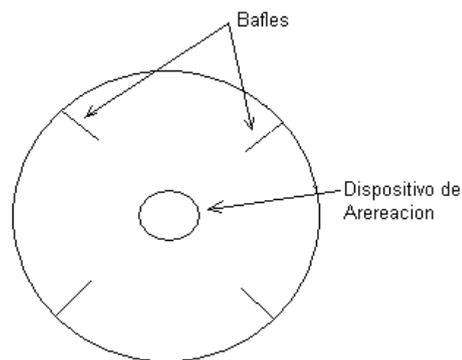
La medición de oxígeno disuelto debe realizarse con métodos instrumentales, debido a la gran cantidad de datos experimentales que generan en el tiempo, para nuestro caso se utilizó en equipo

Tracer Pocke Tester 1761, validando para algunas mediciones con el método de Winkler.

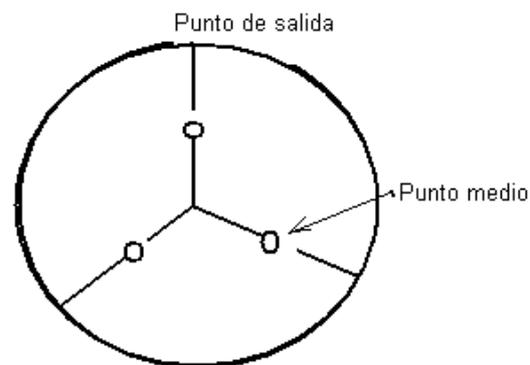
El dispositivo aerador debe localizarse en el tanque de prueba, pueden colocarse baffles en los puntos cuartos tal como muestra la figura 9:



a) Puntos de muestreo



b) Arreglo de Baffles



c) y Localización de puntos de muestreo

Figura 9. Disposición de Baffles

Fuente: Ramalho, 1996

Generalmente la muestras a escala piloto, se recolectan a 1 pie de la superficie o fondo, en los puntos medios o terminales de los radios que trisecan en el recipiente. Esto conduce a un total de 12 puntos de muestreo para casos de análisis específicos.

- Tanque de 20,0 L de capacidad
- Sistema de difusor
- Rotámetro
- Manómetro
- Termómetro
- Intercambiador de calor
- Compresor

3.1.3 Equipo Experimental

Las pruebas se realizaron en un tanque de 20,0 litros de capacidad, con una altura de 0,37 m, el aire se suministró con una compresora MX225 del Laboratorio de Operaciones y Procesos Unitarios y el flujo se midió con un flujometro para aire, para el caso de las correcciones de flujos de aire a condiciones reales del proceso se midió la presión y temperatura con una manómetro y un termómetro, los cuales se instalaron en la línea de abastecimiento del difusor. Se utilizó un único difusor cerámico Marca MARINA de 6 cm de diámetro colocado a 35 cm de profundidad respecto al nivel del espejo de agua. la concentración de oxígeno en mg/L se monitoreó a través de un medidor digital de marca TRACER DO PockeTester 1761 perteneciente al Laboratorio de Control de Calidad de la FIQ – UNAP. El acondicionamiento del agua se logró con una congeladora

Frezer C312 perteneciente al Laboratorio de Alimentos de la E.P. de Ingeniería Química UNAP.

3.1.3.1 Materiales

En cuadro 11, detallamos los equipos empleados en la experimentación, además de algunas características y cuantificaciones fisicoquímicas realizadas.

Cuadro 11. Equipo de Laboratorio utilizado en la Investigación

UNIDAD	MARCA	RANGO	SERIE
Medidor de OD	TRACER DO PockeTester 1761LA MOTTE COMPANY	0 a 20 mg/L	DO600-EL
Termómetro	USA 800	-5 a 150°C	
Equipo Control de Flujo (Regulador, Flujómetro, Manómetro y Filtro)	SAD BLUE TOOLS	0- 15 L/min	195M
Compresora	MX225	0 a 130 L/min	831006
Frezer	COLDEX C312	0 a 5 L/min	
Difusor de Domo	MARINA	0 a 200 g	PR22
Balanza digital	OHAUS		1000230445

3.1.3.2 Reactivos

El agua utilizada en las pruebas fue suministrada por la red de agua potable para el Laboratorio de Control de Calidad y Saneamiento, de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano – Puno, y los reactivos Químicos fueron adquiridos en DIPROQUIM, PYREX y WELDING SUR en la ciudad de Arequipa según comprobantes que se anexan. Como sustancias contaminantes se utilizaron: como surfactante un detergente en polvo comercial marca

Sapolio, cuyo ingrediente activo es el Alquil Aril sulfonato de sodio; como aceite, aceite de soya comercial marca Primor y como solidos suspendidos, tierras diatomeas marca celite, cuya descripción detallada se describe en el cuadro 12.

Cuadro 12. Reactivos utilizados en el Experimento

REACTIVO	FABRICANTE	PUREZA	CALIDAD
Sulfito de sodio	MERCK	98%	Para análisis
Cloruro de cobalto (II)	MERCK	98%	Para análisis
Tierras Diatomeas	Alkemy S.A.		Industrial
Aceite de soya	Alicorp		Comercial
Detergente	Cetox Peru		Comercial

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS

Se obtuvieron resultados de los coeficientes de transferencia de masa de oxígeno para nuestro estudio a altitudes mayores a 3820 msnm, a 10,4°C para lagunas aereadas el valor mínimo de K_{La} (h^{-1}) = 3,89 correspondiente a la corrida 05 según el modelo de la ASCE (anexo cuadro 32) y su correspondiente en el modelo de dos zonas un K_{Ls} (h^{-1}) = 1,37 para la zona superficial corrida 06.

Con la adición de contaminantes a 10,4°C y 3 L/min de flujo de aire, el contaminante aceite es el que mayor disminución causó en el coeficiente de transferencia de masa K_{La} (h^{-1}) = 3,21 seguido de los sólidos y detergentes. A su vez la influencia de los tres contaminantes juntos en alta concentración disminuyen a $K_{La}(h^{-1}) = 2,22$

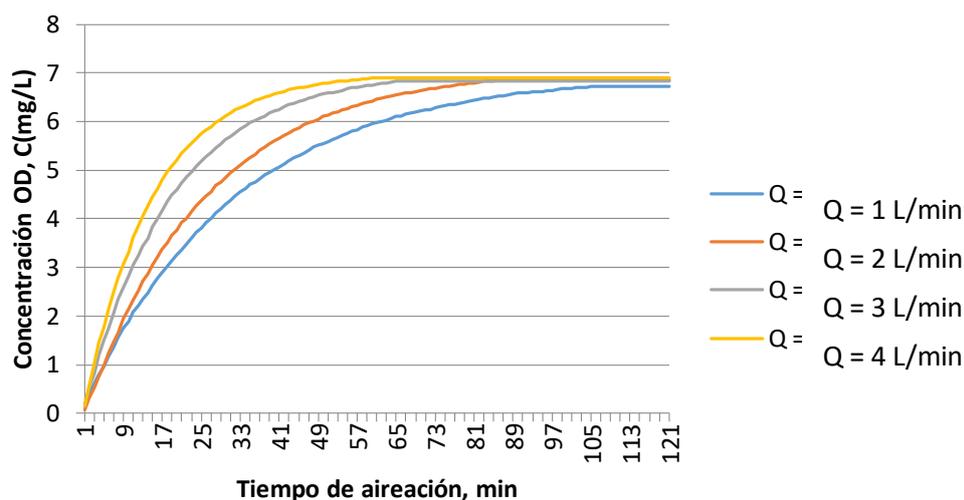


Figura 10. Curvas de aireación a 10,4°C con diferentes flujos de aire.

La figura 10 muestra un ajuste casi perfecto de los datos experimentales que lo demuestra los coeficientes de correlación, siendo todos mayores de 0,99 con un error estándar de estimación máximo de 0,17 mg/L.

A partir de estos datos se obtuvo los coeficientes K_{La} , C_{∞}^* , C_o , según el modelo ASCE junto al error estándar de la correlación, el procesamiento de la información se reporta en el cuadro 13.

CUADRO 13. Resultados Regresión no lineal Modelo ASCE - agua limpia

Nº Ensayo	T(°C)	Q (L/min)	K_{La} (h ⁻¹)	C_{∞}^* (mg/L)	C_o (mg/L)	EEE (mg/L)	r (adim)
1	5,2	1	3,41	7,85	0,08987	0,02	0,99997
2	5,2	2	4,35	7,66	-0,00714	0,03	0,9987
3	5,2	3	5,72	7,64	-0,07453	0,05	0,9969
4	5,1	4	7,84	7,55	0,38912	0,04	0,9996
5	10,4	1	3,88	6,96	0,22344	0,01	0,9999
6	10,4	2	4,51	7,19	0,03656	0,06	0,9993
7	10,4	3	5,60	7,37	0,35093	0,12	0,9976
8	10,4	4	6,64	7,31	0,31177	0,17	0,9946
9	15	1	4,30	6,24	0,46503	0,01	0,9999
10	15	2	5,19	6,37	-0,05241	0,01	0,9999
11	15	3	6,96	6,42	-0,07187	0,01	0,9999
12	15	4	9,13	6,56	0,00953	0,02	0,9999

Determinamos que tanto en la superficie como en la zona de dispersión existe intercambio y turbulencia, a 5,2°C con $K_{La} = 3,41 \text{ h}^{-1}$ hasta 15°C con $K_{La} = 9,13 \text{ h}^{-1}$

Considerando los valores de K_{La} y C_{∞}^* del modelo ASCE, tenemos los coeficientes de transferencia de masa de oxígeno para el modelo de dos zonas simplificado, resultados que son reportados en el anexo cuadro 32.

Con los datos del anexo cuadro 32 analizamos la influencia del Coeficiente de Transferencia de Masa global (K_{La}) y sus variaciones en la superficie (K_{Ls}) así como a profundidad media (K_{Lb}). En el cuadro 13 se muestra el comportamiento por su incremento en general al aumentar el flujo, esto se verifica por los buenos coeficientes de correlación y el error de la estimación bajos donde en el caso más extremo tiene un error de 0,17. También es necesario destacar que el coeficiente de transferencia en la superficie disminuye para flujos mayores, lo cual es coherente con el coeficiente de transferencia a profundidad media, indicando que el movimiento de oxígeno disuelto es hacia la profundidad media.

4.2 Los coeficientes volumétricos K_{LSaS} (cuadro 32) determinados en función al flujo de aire son orden de 0,057 a 1 L/min y 0,152 a 4 L/min. También es necesario destacar que el coeficiente de transferencia en la superficie disminuye para flujos mayores. Por otro lado la adición de contaminantes disminuye el coeficiente de transferencia de masa de oxígeno para el caso de estudio a $T = 10,4^{\circ}\text{C}$ con 3 L/min de flujo de aire, desde $K_{La} = 6,64$ hasta 3.89 con la presencia de los tres contaminantes, existiendo un comportamiento específico para cada contaminante.

Cuadro 14. Resultados de Parámetros de correlación entre coeficientes volumétricos flujo estándar de aire - agua limpia

Parámetro	K_{La}	K_{LSa_s}	K_{LBa_B}
K_1	0,0691	0,0514	0,0336
Confianza 95%	0,01143	0,0846	0,0000
K_2	0,0562	0,6561145	0,3742
Confianza 95%	1,29E-01	1,151569	0,0001
Theta Θ	0,019134	1,083148	0,9926
Confianza 95%	1,42E-02	0,1423266	0,0000
Coefficiente de Correlación	0,9525	0,8568006	0,7891

Los resultados del cuadro 14 muestran el coeficiente k_2 , potencia que depende del coeficiente de transferencia volumétrico de oxígeno con respecto al flujo de aire y del cuadro se desprende que esta correlación K_{LSa_s} tiene un valor de 0,65 el cual comparando con K_{LBa_B} tiene un valor de 0,37 indicando que el flujo de aire influye fuertemente en la transferencia de oxígeno en la zona de reaeración en la superficie, lugar donde se dispersan las burbujas, muy probablemente por el incremento de la turbulencia que se produce cercana a la superficie lo cual notamos por las múltiples gotas de agua que saltan desde la superficie hasta incluso fuera del tanque.

Los resultados de los coeficientes en la zona superficial (cuadro 15) son en general variables respecto a la zona de dispersión, con contaminante aceite, el coeficiente superficial disminuye, lo contrario para los demás contaminantes.

CUADRO 15. Resultados de Coeficientes de Transferencia de Oxígeno en aguas contaminadas y su relación con su correspondiente en agua limpia para los modelos ASCE y de dos Zonas Simplificado con sus respectivos factores alfa (α) a 10,4°C y flujo de 3 L/min.

Nº Ensayo	Cac (mg/L)	Cdet (mg/L)	Cs (mg/L)	K_{La} /(h ⁻¹)	$K_{LS\alpha_S}$	$K_{LB\alpha_B}$	α_{ASCE}	α_S	α_B
7	0	0	0	5,580	1,320	4,260	1,000	1,000	1,000
13	2	0	0	4,500	6,000	10,500	0,805	4,440	2,462
14	4	0	0	4,140	6,060	10,200	0,743	4,496	2,398
15	6	0	0	3,840	12,540	16,380	0,688	9,304	3,845
16	8	0	0	3,240	13,080	16,260	0,573	9.715	3,823
17	0	2	0	5,040	19,260	14,220	0,897	1,401	3,337
18	0	4	0	5,520	3,120	2,400	0,986	2,337	0,559
19	0	6	0	6,000	2,580	3,420	1,076	1,927	0,806
20	0	8	0	6,060	1,980	4,080	1,077	1,464	0,955
21	0	0	250	6,240	3,840	2,400	1,117	2,851	0,569
22	0	0	500	6,060	5,160	0,900	1,083	3,821	0,218
23	0	0	1000	6,000	0,420	5,580	1,075	0,329	1,311
24	0	0	1500	5,940	1,080	4,860	1,062	0,815	1,141
25	4	4	0	3,660	1,560	2,160	0,657	1,142	0,503
26	4	4	500	2,700	6,480	9,180	0,481	4,837	2,161
27	4	8	500	2,460	6,240	8,700	0,441	4,636	2,045
28	8	8	1000	2,220	3,600	5,820	0,396	2,679	1,368

En el cuadro 15, la primera fila son los resultados en agua limpia recopilados del cuadro 13 a 10,4°C con flujo de aire de 3 L/min, tomamos este dato en razón a la figura 22 por la altitud más cercana con la ciudad del Alto- La Paz Bolivia y el de nuestro estudio 3820 msnm. Cuya temperatura de agua residual de la figura es cercana a 10,4°C. del cual podemos notar que el coeficiente K_{La} (h⁻¹) disminuye desde 5,58 para contaminante aceite, se incrementa para detergentes y solidos y en general para los tres contaminantes juntos decrece a

2,22. Estos datos en agua limpia y con tres contaminantes son útiles para cálculos de diseño a 3820 msnm.

CUADRO 16. Resultados de Regresiones no lineales para los factores alfa con respecto a concentración de contaminantes a 10,4 °C y 3,0 L/min

Valor	Aceite			Detergente			Solidos Disueltos		
	α_{ASCE}	α_s	α_B	α_{ASCE}	α_s	α_B	α_{ASCE}	α_s	α_B
k_3	0,475	2,151	1,436	1,102	0,250	0,226	0,934	0,956	1,080
k_4	0,000	0,916	0,564	0,323	-34,449	-5.716	0,001	0,001	0,001
k_5	0,181	0,326	0,363	0,642	1,804	4,817	0,003	0,004	0,001
Error de E	0,058	0,171	0,171	0,021	0,046	0,083	0,040	0,516	0,621
r	0,940	0,909	0,911	0,990	0,9996	0,992	0,931	0,893	0,854

$$\alpha = (1 - k_3 - k_4 \cdot Cn)e^{-k_5 Cn} + k_3 \quad \text{Duran, (2006) Ec. (30)}$$

El cuadro 16 muestra los resultados de las correspondientes correlaciones no lineales, notando un excelente acercamiento para el detergente en la zona superficial, y ajuste para otros contaminantes con decaimiento continuo para el modelo ASCE y a profundidad media.

4.3 Los resultados obtenidos de la recta de pendiente unitaria, se expresan como un coeficiente de correlación, el cual fue de 0,9996 y un error estándar de 0,046 para el modelo ASCE. Según regresión de los valores experimentales contra los predichos por las ecuaciones de ajuste y graficando las diferencias en relación al valor estimado, los mismos que pueden ser observados en la Figura 11.

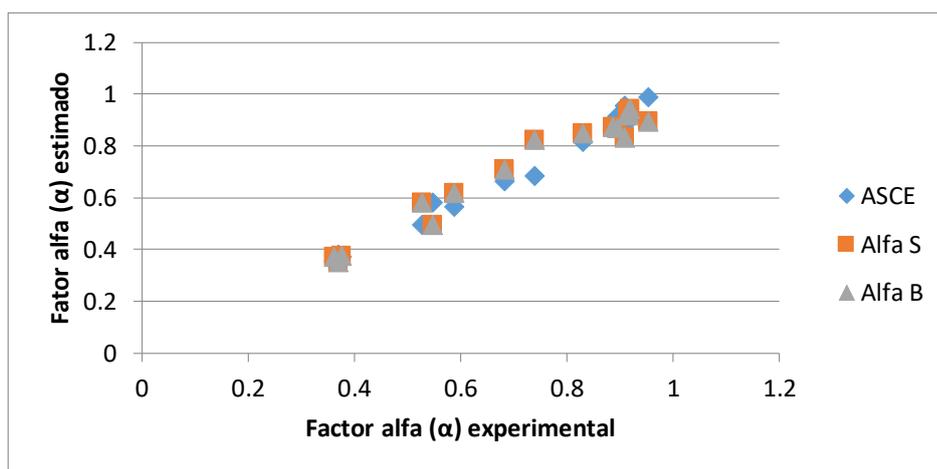


Figura 11. Resultado de Prueba Simple de idoneidad del Modelo a partir de los datos experimentales, de los factores Alfa experimentales y predecidos por el modelo matemático ajustado.

Por otro lado, se realizaron análisis de Oxígeno Disuelto de las aguas residuales en la laguna de estabilización “El Espinar” – Puno entre los días 25 a 30 de los meses: marzo 2015 – a abril del 2016, tanto en el afluente como en efluente, de acuerdo al Protocolo de monitoreo y manejo de aguas residuales en el Perú por el Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental OEFA sobre la vigilancia, control, monitoreo y seguimiento para plantas de tratamiento de aguas residuales domesticas, en concordancia la Ley de Recursos Hídricos N°29338, y D.S.N°003-2010-MINAM Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de aguas Residuales Domesticas o Municipales, el mismo que entro en vigencia el 17 de marzo del 2010. Los resultados se muestran en el siguiente cuadro:

CUADRO 17. Resultado de Concentración de Oxígeno Disuelto OD – Laguna de estabilización “El Espinar”-Puno

Fecha	Hora	Temp. Afluente °C	Temp. Efluente °C	OD Afluente mg/L	OD Efluente mg/L
06/04/2015	15:35	16°C	17°C	0,03	0,89
29/04/2015	16:42	17C	14°C	0,03	1,01
26/05/2016	15:27	14°C	14°C	0,08	1,13
23/06/2016	16:30	14°C	14°C	0,11	0,96
27/07/2016	15:25	13°C	13°C	0,08	1,11
28/08/2016	17:14	14°C	14°C	0,10	1,02
27/09/2016	16:15	13°C	14°C	0,10	1,03
26/10/2016	15:43	13°C	15°C	0,10	1,23
30/11/2016	16:32	13°C	16°C	0,09	1,00
23/12/2016	16:56	14°C	17°C	0,08	1,02
03/01/2016	17:10	16°C	17°C	0,02	1,00
02/02/2016	17:37	17°C	17°C	0,04	0,92

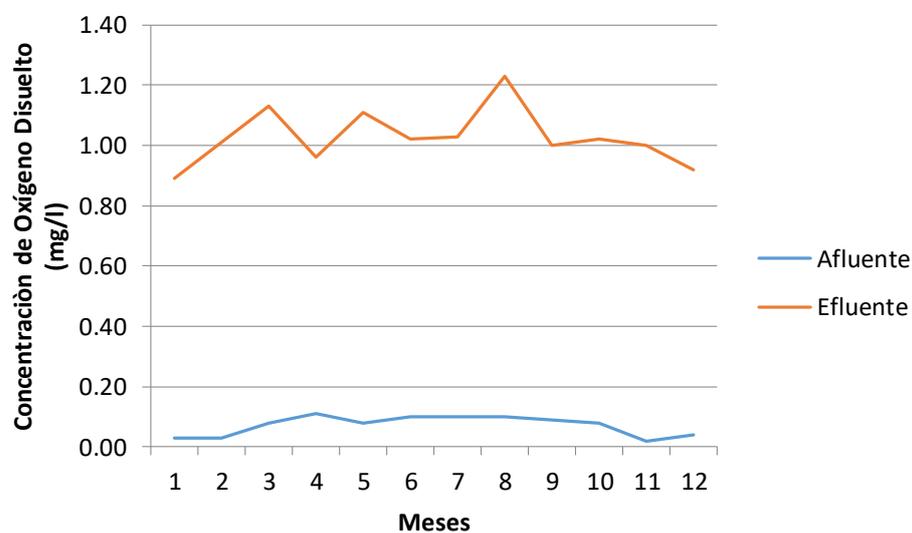


Figura 12. Variación de las concentraciones de OD durante los meses del año Laguna de estabilización “El Espinar”-Puno (2016)

Se procesaron los datos del cuadro 17, en tendencias durante el año, y se representan en la figura 12, se observa que en los meses de enero a abril existe una disminución leve del contenido de Oxígeno disuelto tanto en el afluente como en el efluente, los mismos que guardan entre si una diferencia aproximada de 0,954 mg/L. El afluente con un promedio de 0,072 y el efluente con 1,026 los que de acuerdo al cuadro 05 de requerimiento mínimos de oxígeno disuelto se puede determinar que el efluente genera la proliferación de larvas de mosquito y que para alcanzar una concentración de OD mayor a 3 se requeriría como mínimo 22 minutos en el caso de que fuera agua limpia, pero como está sujeta a la presencia de contaminantes, el procesos de aereación sería mayor según análisis del agua residual.

4.2. DISCUSION

Según el modelo generado por el Instituto del Mar del Perú se presenta el siguiente cuadro de concentración de Oxígeno disuelto:

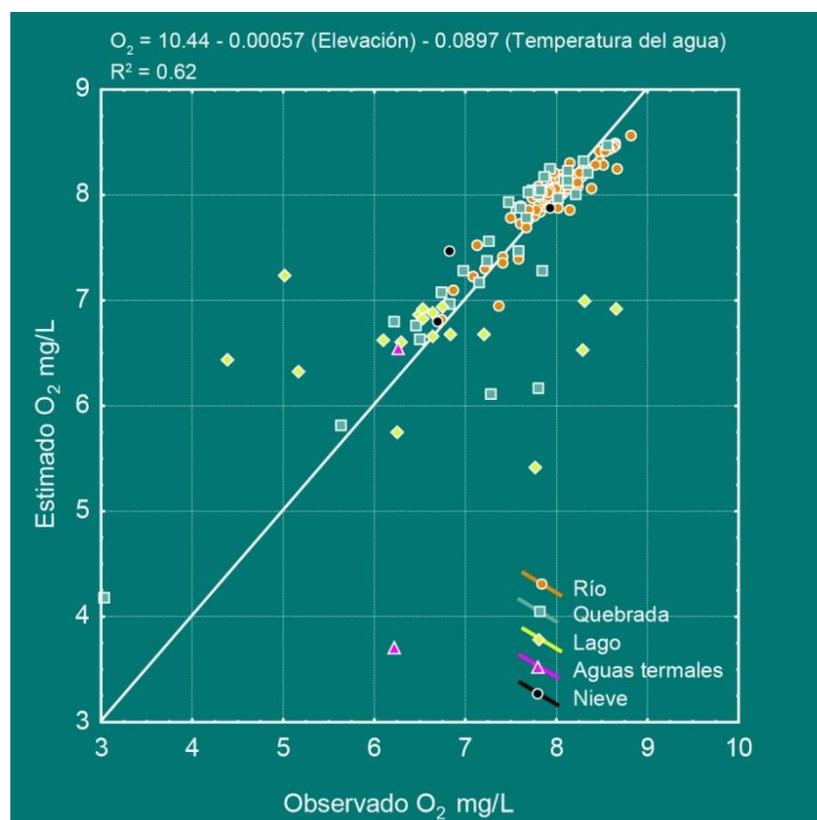


Figura 13. Concentración de Oxígeno Disuelto frente a la elevación y la temperatura del agua

Fuente: IMARPE, 2014

Los resultados en base a este modelo (figura 13), se encuentran relacionados con nuestros datos por sus bajos coeficientes de transferencia, según el anexo (anexo 29 y 31), por otro lado las concentraciones de oxígeno disuelto tienden a disminuir con la elevación variando según el tiempo de aireación la concentración de oxígeno disuelto con respecto al anexo 20, afianzada además, con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Susan, 2014) y la Environment Canada (Goffin, 2014) de nuestros resultados.

Para nuestro estudio en relación al coeficiente de transferencia (cuadro 15) y aquella desarrollada por Bendezú (cuadro 01) los coeficientes de transferencia máximos están influenciado por la presencia de contaminantes así como de la velocidad de consumo de oxígeno por los microorganismos, así la presencia de detergentes y de aceite a profundidad superficial es $K_{LS}a_s = 19,26 \text{ h}^{-1}$ y a profundidad media $K_{LBA} = 16,38$.

Según observación a la variación de los coeficientes de transferencia KLa con respecto al flujo de aire realizado por (Erazo, 2001) en el cuadro 02, se aprecia en relación a nuestro estudio nuevamente una disminución de $KLa = 9,13$ en agua limpia. Concordante con la regresión hecha por el Instituto del Mar del Perú y de (Bendezú, 2013), no obstante es posible alcanzar estos valores a mayor tiempo de aireación de 180 minutos como lo hizo (Camacho, 1995), incluido el estudio en fermentadores como etapa controlante en fermentación aerobia con valores mayores de $k_{La}, 1/h = 30,00$. Estos resultados explicarían la necesidad de aplicar coeficientes de transferencia propios de la región altiplánica, lo que ha conllevado la deficiencia en el tratamiento de aguas residuales a altitudes mayores a 3820 msnm.

Con respecto a los modelos seleccionados según (Duran E. H., 2005), son los que han dado mejor comprensión del fenómeno físico, dejando de lado modelos como el de Streeter-Phelps, Mc Thiele entre otros por su complejidad y dificultad para obtener datos de campo.

Por otra parte, la comparación con resultados propuestos de los datos históricos que presentan según el Acta oceanográfica del Pacífico, no es posible, confirmando que a condiciones a nivel del mar las condiciones son diferentes.

A partir de los valores de K_La , pueden ser correlacionados a través de una ecuación empírica para agruparlos englobando así varios factores que afectan al coeficiente de transferencia de masa, como son: la viscosidad, coeficiente de difusión, tensión superficial, etc. A fin de representar la fenomenología física, es decir, para un flujo nulo de aire, los coeficientes también valen cero y de manera viceversa el cual, para correlacionar los coeficientes de transferencia de oxígeno con respecto al flujo de aire con la temperatura se analizó el siguiente modelo matemático:

$$K_La = k_1 \cdot Q^{k_2} \cdot \theta^{T-20} \quad \text{Duran, (2005) (Ec. 31)}$$

Para k_1 , k_2 y θ parámetros de ajuste, y KLa en h⁻¹, Q en L/min y T en °C.

También es posible analizar el valor de Theta θ y sus correspondientes errores estándar que se reporta en el cuadro 14 se observa la diferencia en cuanto a influencia por efecto de la temperatura sobre el mismo ya que considerando los errores, los valores se encuentran cercanos al valor recomendado por la Norma (ASCE,1991), el cual es de 1.024 y al de otros investigadores (Durán, 2005), la influencia sobre $KLaS$ de la temperatura es debido principalmente a los cambios que esta produce sobre otras variables de transporte como la viscosidad, densidad, tensión superficial, difusividad, los mismos que interviene en el cambio de tamaño de burbujas, velocidad de ascenso entre otros que alteran la resistencia a la transferencia como razón de cambio por unidad de volumen.

Además la investigación consistió en determinar la influencia de principales contaminantes sobre la transferencia de masa de oxígeno, los contaminantes utilizados fueron detergente, aceite y solidos suspendidos. Se realizaron análisis de regresión no lineal sobre las corridas experimentales bajo el modelo

ASCE los mismos que se tabularon en el anexo 31. se desarrollaron doce corridas de las cuales las primeras fueron realizadas con la presencia de un solo contaminantes y su efecto en forma independiente y las cuatro ultimas corridas se analizan el efecto combinado de lo contaminantes juntos a $10,4^{\circ}\text{C}$ y a un flujo estándar de 3 L/min. No se investigó el efecto de los diferentes flujos y temperaturas sobre la transferencia de masa de oxígeno en el agua con contaminantes, considerando que en otras investigaciones (Chern, 2003), ha determinado que el factor alfa (α) no depende de los flujos de aire, ni de la temperatura, es decir la funcionalidad de los coeficientes de transferencia volumétrica sean limpios o sucios es la misma.

Realizando una observación al anexo 31, esta muestra un buen ajuste al modelo general ASCE, donde el coeficiente de correlación mas bajo de 0.920 corresponde a la corrida 27 y de otro lado un error estándar de la estimación de 0.64, lo cual indica la variabilidad y menor estabilidad de las lecturas el que se ve influenciada por la adición de contaminantes. Además, comparando los resultados de $K_L a$ del cuadro 16 y anexo 2 se observa que a medida que se incrementa los contaminantes en cada uno de los casos esta disminuye los valores del coeficiente de transferencia de masa de oxígeno, esto refleja que estos resultados son también muy buenos.

Utilizando los datos del modelo ASCE se calculó los coeficientes volumétricos para el modelo de Dos Zonas simplificado; estos resultados los presentamos en el cuadro 15, para los resultados utilizamos la concentración de saturación en agua limpia, debido a que esta no cambia por la presencia de contaminantes según los resultados obtenidos por Chern et al (2001).

Analizando los coeficientes en las dos zonas puede notarse que en algunos casos los coeficientes de transferencia son mayores en la zona de dispersión y aquellos en los que no se observa este fenómeno, la explicación puede interpretarse por la profundidad del sistema, turbulencia, y la mayor presión hidrostática sobre las burbujas de aire, haciendo que el tamaño de burbujas sea menor generando así un aumento en el área interfacial y por consiguiente la modificación del coeficiente de transferencia de masa.

Para el caso en el que se adicionaron contaminantes los coeficientes de transferencia se ven disminuidos al incrementar el contaminante, el mismo que hace notar la influencia del contaminante.

Las tendencias de variación de los coeficientes de transferencia de masa (figura 12) muestran en el caso de aceite una reducción leve del coeficiente K_{La} , pero un incremento de los coeficientes a profundidad media K_{LBA} y superficial K_{LSa} , notándose que el modelo es divergente a este contaminante. Para el caso del contaminante detergente existe un incremento de los coeficientes a profundidad media y superficial para una concentración baja del contaminante, y decrementos para concentraciones elevadas de contaminante significando que a niveles elevados de detergentes en aguas residuales esta disminuye las concentraciones de oxígeno disuelto el cual es útil para los procesos metabólicos. En el análisis del contaminante solido suspendido, existe aquí una congruencia entre K_{La} y K_{LBA} y una variación de los coeficientes a nivel superficial.

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

hidrofilidad 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 (Zieminsky, 1969) Pero por otro lado, la disminución de la coalescencia que genera burbujas más pequeñas en el sistema, disminuye la velocidad de ascenso (Kawase, 1982), lo que en un sistema de aireación 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 micelios), la tensión superficial (tanto la dinámica como la de equilibrio) se aproximan a un valor asintótico (Sampathkumar, 2005)

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 (Duran, 2005).

De acuerdo a una observación para el caso del comportamiento del coeficiente alfa (α) en la zona de dispersión específicamente en la figura a) esta disminuye,

es de esperar debido a que las burbujas van disminuyendo por su ascenso y va ascendiendo en la zona media y en la zona superficial en el momento en que se realizó la medición, mostrando que el aceite interfiere levemente en el coeficiente. En el caso de los detergentes y solidos suspendidos es lógico pensar que estas no ascienden hacia la superficie motivo por el que tienen la tendencia de mantenerse con algunos picos propios de su heterogeneidad.

En los detergentes hay un incremento en concentraciones bajas de contaminante, pero culminan manteniendo su condición al igual que los solidos suspendidos, los que si disminuyen a concentraciones medias del estudio.

Para tener mayor análisis respecto de los coeficiente alfa, era necesario correlacionar los factores alfa obtenidos, para lo cual encontramos el modelo matemático que describe adecuadamente el comportamiento de los datos experimentales y cumple las condiciones físicas del entorno es decir, cuando la concentración de contaminante es cero, alfa vale uno y cuando la concentración tiende a ser grande, el valor de alfa tiende a acercarse a la asíntota de valor específico. Este modelo cumple con esas dos características el cual se muestra a continuación y correlacionada en Curve Expert.2.4, con k_3 , k_4 y k_5 parámetros de ajuste y C_n concentración del contaminante en mg/L.

Para la elección del modelo idóneo entre ASCE y de dos zonas ,La figura 11 muestra que los puntos se encuentran cerca de la recta de pendiente unitaria, esto expresado con un coeficiente de correlación en el mejor de los casos 0,9996 y un error estándar de 0,046 lo cual nos confirma los buenos ajustes del modelo ASCE.

CONCLUSIONES

- Según el Análisis de Transferencia de Masa de Oxígeno para la aplicación al diseño de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales urbanas a 3820 msnm. Se obtiene como resultado para el modelo de ASCE un ajuste estadístico con $r \geq 0.99$ sobre los datos experimentales en agua limpia bajo condiciones diversas de temperatura y flujo de aire.
- El coeficiente de transferencia de masa de oxígeno para nuestro estudio a altitudes mayores a 3820 msnm, a 10.4°C para lagunas aeradas resulta con el valor mínimo de $K_L a/h = 3.89$, el cual prueba la hipótesis por la diferencia a condiciones del nivel del mar y puede ser utilizado para el diseño o sus correspondientes según las temperaturas del lugar como máximos y mínimos en diferentes épocas del año. Con un ajuste casi perfecto de los datos experimentales demostrado por los coeficientes de correlación, siendo mayor a 0,99 con un error estándar de estimación máximo de 0,17
- La adición de contaminantes a $10,4^{\circ}\text{C}$ y 3 L/min de flujo de aire, el contaminante aceite es el que mayor disminución causó en el coeficiente de transferencia de masa $K_L a/h = 3.21$ seguido se los sólidos

- y detergentes. A su vez la influencia de los tres contaminantes juntos, como es de esperar en alta concentración disminuyen el $K_L a/h = 2.22$
- Los coeficientes volumétricos K_{LSaS} (anexo 29) en función al flujo de aire de variación relevante están dentro del orden de 0.057 a 1 L/min y 0.152 a 4 L/min los mismos que se muestran que tanto en la superficie como en la zona de dispersión existe intercambio y turbulencia. También es necesario destacar que el coeficiente de transferencia en la superficie disminuye para flujos mayores, lo cual es coherente con el coeficiente de transferencia a profundidad media, indicando que el movimiento de oxígeno disuelto es hacia la profundidad media, esto explicaría la necesidad de los peces de buscar altitudes mayores referentes al nivel del mar para desovar encontrando a profundidad media el oxígeno necesario, temperatura y turbulencia adecuada para su desarrollo. Por otro lado la adición de contaminantes disminuye el coeficiente de transferencia de masa de oxígeno para el caso de estudio a $T = 10,4^{\circ}\text{C}$ con 3 L/min de flujo de aire, desde $KLa = 6,96$ hasta 2,22 con la presencia de los tres contaminantes, existiendo un comportamiento específico para cada contaminante. Siendo el aceite el de mayor perturbación seguido de los sólidos suspendidos y del detergente.
 - Se analizó el modelo matemático idóneo a través de una regresión lineal de los valores experimentales contra los predichos por las ecuaciones de ajuste y graficando las diferencias en relación al valor estimado) los puntos mostrados (figura 11) en se encuentran cerca de la recta de pendiente unitaria, esto expresado con un coeficiente de correlación en

el mejor de los casos 0.9996 y un error estándar de 0.046 lo cual nos confirma los buenos ajustes del modelo siguiente ASCE.

$$C = (C_o - C_{\infty}^*)^{-K_L t} + C_{\infty}^* \quad \text{Ec. (07)}$$

- Los modelos de transferencia de Oxígeno de la ASCE tiene una excelente ajuste estadístico de los datos experimentales en agua limpia siendo menor para aguas contaminadas, no obstante, el modelo de dos zonas tiene la amplitud de analizar el fenómeno físico real, por su complejidad matemática.

RECOMENDACIONES

- Es importante mencionar que es necesario ampliar el estudio para una gama de configuraciones como parrillas, membranas, cuerdas, etc a fin de analizar y deducir ecuaciones de escalamiento y optimización, debido a los altos costos de aereación de plantas de tratamiento
- Realizar investigaciones sobre nuevos modelos y tecnologías para el tratamiento de aguas a condiciones altiplánicas, como la modificación del sistema adicionando y retardando la emergicidad de las burbuja y aumentar los tiempos de contacto entre la fase gaseosa con la fase liquida en los sistemas de tratamiento elementos de tal forma lograr gasto de menor energía y mayor retención gaseosa para aumentar el coeficiente de transferencia de masa de oxígeno.
- Formular modelos matemáticos aplicables a condiciones de frontera para obtener resultados mas cercanos a los fenómenos físicos para su comprensión análisis y evaluación.

BIBLIOGRAFÍA

- A. Torres, J. Q. (2007). *Determinación de la Velocidad Especifica de Consumo de Oxígeno en Microorganismos Incluyendo el Tiempo de respuesta del electrodo de Oxígeno*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- APHA, A. y. (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington: E.
- ASCE. (1991). A. Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in lean Water. In ASCE, A. *Standard for the Measurement of Oxygen Transfer in lean Water* (p. 123). Nueva York: USAID CCAD.
- Bendezú, J. Y. (2013). Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno (K_{la}) En La Disminución De La Carga Orgánica De Un Agua Residual Sintética. *Universidad Nacional del Centro del Perú*, 24.
- Berkday, A. (1995). The effects of pressure on aerobic biological wastewater treatment. *Loughborough University.*, 123.
- Bermudez, D. M. (2003). *Modelamiento de la transferencia de oxígeno para el cultivo de microorganismos en un bioreactor de columna de burbujeo*. Colombia: Universidad de Colombia.
- Blazquez, F. C. (1995, octubre 12). *Determinación de Parametros de Transferencia*. Retrieved from Revista de la Real academia de Ciencias Exactas:
http://www.ugr.es/~fcamacho/Originales/Trabajos%20Publicados/RA_MADRID_1995.pdf
- Camacho, G. B. (1995). Determinación de Parametros de Transferencia de Oxígeno en Fermantadores. *Real Academia de Ciencias Exactas y Naturales*, 238.
- Canale, S. C. (2007). *Numerical Methods for Engineers*. Mexico: McGraw Hill 5ta Ed.

- Çengel, Y. A. (2013). *Transferencia de Calor y de Masa*. En Y. A. Çengel, *Transferencia de Calor y de Masa* (pág. 782). Mexico: McGraw-Hill.
- Chapra, S. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. New York: McGraw-Hill.
- Chavez, P. M. (2004). *Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno En Aguas Residuales Como Parámetro Para El Dimensionamiento Del Equipo De Aireación De Un Biodigestor Aeróbico*. Guatemala: Universidad De San Carlos De Guatemala.
- Chern, J.-M. Y.-P. (2003). Oxygen Transfer Rate in a Coarse-Bubble. *Al-Ahmady*.
- Doran, P. M. (2007). *Bioprocess Engineering Principles*. Elsevier Science & Technology Books, 298-329.
- Duran, E. H. (2005). *Propuesta de un Modelo de dos Zonas Simplificado para el Estudio de la Trasferencia de Masa*. Puerto Rico: Universidad de San Jose.
- Durán, J. (2005). *modelo de dos zonas simplificado para el estudio de la*. San José: tesis de maestría académica en Ingeniería Química.
- E. Durán y G. Rojas. (2006). Modelación de la transferencia de oxígeno. In E. D. Meza, *Modelación de la transferencia de oxígeno* (p. 118). Costa Rica: Ciencia y Tecnología.
- Ebay. (2008, 09 23). *Difusores y Aereadores*. Retrieved 7 25, 2016, from http://www.ebay.com/itm/Domo-difusor-Aireador-Difusor-diametro-de-7-178-mm-con-3-8-Manguera-/261436932425?_ul=AR
- Ecknfelder, J. W. (2000). *Industrial Water Pollution Control*. Boston: third.
- Eddy, M. y. (1996). *Ingenieria de Aguas residuales*. California: Mc Graw Hill.
- EDI. (2016). *Environmental Dynamics International | Datenschutz-Bestimmungen*.
- EPA. (1999). *Fine Bubble Aeration, /832/F-99/065*, . Washington: EPA.
- EPA. (1989). *Fine Pore Aeration Systems, Design Manual Enviromental Proteccion Agency*. Cincinnati: EPA/625/1-89/023.
- Erazo, R. (2001, septiembre 25). *Determinación Experimental del Coeficiente de Transferencia de Oxígeno (kla) en un Biorreactor Batch*. Retrieved from ncia de Oxígeno (kla) en un Biorreactor Batch. Consultado el 25 de septiembre del 2014. En línea: http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/publicaciones/ing_quimica/Vol4
- Escalas, A. (2006). *Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento*. Concepción Chile: UCC.
- F Camacho, G. B. (1995). Determinación de Parametros de Transferencia de Oxigeno en Fermantadores. *Real Academia de Ciencias Exactas y Naturales*, 238.
- Franz, V. Z. (2016). Manejo de TICS Para la Investigaciòn. *Manejo de TICS Para la Investigaciòn* (p. 03). Puno: FIQ.

- Garay, J. P. (1993). *Manual de Técnicas Analíticas de Parámetros Físico-Químicos y Contaminantes Marinos*. 3ª ed. Cartagena: Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas.
- García, O. F. (2009). *Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes*. Chicago: Biotechnology Advances.
- García-Ochoa, F. G. (2009). *Bioreactor scale-up and oxygen transfer rate in microbial processes*. Chicago: Biotechnology Advances.
- Germaina E., N. F. (2007). *Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors*. Water. England: Research.
- Germaina et al, N. F. (2007). *Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors*. Water. England: Research.
- Goffin, M. (2014). *Environment Canada*. Canada: Agency Environment.
- Henze. (2000). *Industrial waste control. Activated sludge models*. London: IWA Publishing.
- http://www.blowtac.com.tw/es/product/Difusores-de-tubo-de-membrana-doble/Membrane_Double_Tube_Diffusers.html. (n.d.).
- Hutter, M. y. (1989). *Improved Oxygen Mass Transfer Modeling for Diffused/Subsurface Aeration Systems*. New York: AIChE.
- IMARPE. (2014). *Limnología*. Puno: Imarpe.
- Juárez, B. Y. (2013). Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno (K_{la}) En La Disminución De La Carga Orgánica De Un Agua Residual Sintética. *Universidad Nacional del Centro del Perú*, 24.
- Kawase, Y. y. (1982). *The Effect of Surfactant on Terminal Velocity of and Mass Transfer from a Fluid Sphere in a Non-Newtonian Fluid*. Can: . Chem. Eng.
- Levenspiel, O. (1998). *Ingeniería de las Reacciones Químicas*. New York: Limusa.
- Lindberg, C. F. (1996). *Estimation of the respiration rate and oxygen transfer*. Chicago: Estimation of the respiration rate and oxygen transfer.
- Llorenz Hernandez Navarrete, L. y. (2014). *Aplicación de Modelos Matemáticos en la determinación de Oxígeno Disuelto en Aguas Salinas utilizando electodo de membrana*. La Habana: Dpto. de Estudios sobre Contaminación Ambiental (DECA),
- McWhirter, J. y. (1989). *Improved Oxygen Mass Transfer Modeling for Diffused/Subsurface Aeration Systems*. . 35, 1527-1534. New York: AIChE J.
- Metcalf, E. (1998). *Ingeniería de Aguas Residuales*. Madrid: Mc Graw-Hill Interamericana.
- MINAM, M. d. (2008). *Norma de calidad Ambiental Descarga de efluentes Recurso Agua*. Lima: MINAM.

- Montgomery, D. C. (1991). *Diseño y análisis de experimentos*. . C.V.: Grupo Editorial Iberoamericana S.A.
- Navarrete, L. H. (2014). *Aplicación de Modelos Matemáticos en la determinación de Oxígeno Disuelto en Aguas Salinas utilizando electodo de membrana*. La Habana: Dpto. de Estudios sobre Contaminación Ambiental (DECA), Centro Nacional de Investigaciones Científicas. Ave. 25 y 158, Cubanacán, Playa.
- OAA. (2003). *Organismo Argentino de Acreditación - GUIA PARA VALIDACION DE METODOS DE ENSAYO*. Rio de la Plata: DC-LE-05.
- Oakley, L. S. (2014). Curso Taller Internacional Manejo Integrado de Aguas Residuales Alternativas para un Nuevo Milenio. *JICA Ingeniería y Construcción* (p. 14). Puno: JICA.
- Olsson, G. N. (1999). *Wastewater Treatment Systems: Modelling, Diagnosis and Control*. London: 1999.
- PCM, Estado de la Calidad Ambiental de la Cuenca del Lago Titicaca, Comisión Multisectorial Para La Prevención Y Recuperación Ambiental Del Lago Titicaca Y Sus Afluentes
- D.S. N° 075-2013-PC-AMBITO PERUANO
- Petersen et al, B. G. (2002). *Improved theoretical identifiability of model parameters by combined respirometric–titrimetric measurements*. Viena: Third Symposium on Mathematical.
- PockeTester, T. D. (2013). *Manual de Funcionamiento*. LA MOTTE COMPANY Helping People Solve Analytical Challenges PO Box 329 • Chestertown • Maryland • 21620 • USA 800-344-3100 • 410-778-3100 (Outside USA) • Fax 410-778-6394 : La Motte.
- Poling, B., & Prausnitz, J. &. (2001). *The Properties of Gases and Liquids*. New York: 5th edition McGraw Hill.
- Quinteros, R. (1981). *Ingeniería Bioquímica*. Mexico: Alhambra Mexicana S.A.,.
- Ramalho R. (1996.). *Tratamiento de aguas residuales*. Mexico: Ed. Reverte.
- Reddy K., D. G. (2003). *Evaluation of activated sludge treatment and settleability in remediation of edible oil effluent*. A: Water SA, Vol 29, N° 3.
- Reuther, H. (1995). *“Design and testing of a pilot yeast aeration system”*. Boston: Technical quarterly Vol. 32, Número 3, P 119 – 125.
- Rodier, J. (1981). *Análisis de Aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar*. Barcelona: Omega.
- Rojas, L. Z. (2013). *Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno (K_{la}) En La Disminución De La Carga Orgánica De Un Agua*

- Residual Sintética*. Huancayo: Rojas Zacarias Edgar Luciano 2013
“Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno (K_{la}) En L
Universidad Nacional Del Centro –Unesco Huancayo –Peru.
- Rojas, L. Z. (2013). *Determinación Del Coeficiente De Transferencia De Oxígeno (K_{la}) En La Disminución De La Carga Orgánica De Un Agua Residual Sintética*. Huancayo: Unesco.
- S. Oakley, L. Salguero. (2011). *Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas*. California: RIMISP.
- Sakar, U. D. (2010). *Simulación Dinamica de Plantas de Tratamiento de Lodos Activados*. India: SER Pag 120-126.
- Sampathkumar, S. (2005). *Interfacial Characteristics and Ebullience in Aqueous Surfactant Solutions: Dynamic Surface Tension and Single Bubble Behavior*. Cincinnati: MSc. Tesis Universidad de Cincinnati.
- Sawyer, C., & McCarty, P. C. (1996). *Chemistry for Environmental Engineering*. New York: McGraw Hill.
- Scott, F. H. (2006). *Elements of chemical reaction engineering*. New York: Pearson.
- SEDAPUNO. (2014). *Resumen Anual 2014*. Puno: SedaPuno.
- SHA, S. D.-G. (2007). *Determinacion De Oxígeno Disuelto Por El Método Electrométrico – Medidor De Oxígeno YSI*. Bogota: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Spanjers, H. O. (1994). *Determining influent shortterm biochemical oxygen demand by combined respirometry and estimation*. London: UK.
- Stenstrom, M. y. (1981). Effects of Alpha, Beta and Theta Factor Upon the Design, Specification and Operation of aeration Systems. In M. y. Stenstrom, *Effects of Alpha, Beta and Theta Factor Upon the Design, Specification and Operation of aeration Systems* (p. 653). New York: WATRES.
- Steven, C. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. New York: McGraw-Hill.
- Steward, P. R. (1995). Implications of reaction-diffusion theory for the disinfection of microbial biofilms by reactive antimicrobial agents. *Chemical Engineering Science*, Vol 50 N°19.
- Streeter, H. P. (2002). *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. Ohio: Unwderos.
- Streeter, H., & Phelps, E. (Ohio). A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Health Bulletin (Estados Unidos: Public Health Service)*, 146.

- Survey, G. (2016, noviembre 23/11/2016). USGS. Retrieved septiembre 23/11/2016, 2016, from USGS.GOV: <http://water.usgs.gov/cgi-bin/dotables>
- Susan, H. (2014). *The Great Lakes Water Quality Agreement*. United States: Environmental Protection Agency.
- Tabares Montoya. (2012). *Modelo Matemático Que Permite Evaluar El Cambio De La Dbo5 Soluble Debido A Agentes Inhibitorios*. Medellín: Universidad Nacional De Colombia.
- Torres, J. Q. (2007). *Determinación de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno en Microorganismos Incluyendo el Tiempo de respuesta del electrodo de Oxígeno*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- UPC, U. (2014, nov 12). *eio.upc*. Retrieved oct 21, 2016, from upc.edu: <http://www-eio.upc.edu/teaching/estad/MC/taules/TStud.pdf>
- Vanrollenghem, P. A. (1999). *Estimation of (combinations of) activated sludge model*. A: Water Science and Technology.
- Vernier, A. (2014). *Ciencias de lo mejor de Vernier*. Mexico: CS DE.
- Vogelaar, J. (2000). *Temperature Effects on the Oxygen Transfer Rate between 20 and 55°C*. New York: Wat. Res 34, 1037-1041.
- Wagner. (2010). Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia. In W. Wagner, *Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia* (p. 70). Bolivia: ANESAPA.
- Wagner, W. (2001). *Abwassertechnik und Gewässerschutz*. Frankfurt: C.F Mueller Verlag, Heidelberg ISBN 3 – 8114 – 2897 -7.
- Wagner, W. (2010). Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia. In W. Wagner, *Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia* (p. 70). Bolivia: ANESAPA.
- Winker, M. (1999). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Mexico: Limusa.
- Wolfgang, W. y. (2001). *Tecnologías de Protección en Tratamiento del aguas*. Frankfurt: C.F Mueller Verlag, Heidelberg ISBN 3 – 8114 – 2897 -7.
- WPC, W. P. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health*. New York: American Public Health.
- Zhang, P. F. (2013). *Estudio y Propuesta de Mejora del Proceso de Depuración de la EDAR de Zhongyuan (China)*. Gandia 2013: EPSG.
- Zieminsky, S. y. (1969). *Effects of Chemical Additives on Performance of an Air-Water Contactor*. I & EC: Proc. Des. Dev. 8, 69-75.



ANEXOS

DATOS EXPERIMENTALES

Anexo 1. Calidad de Agua de trabajo y su comparación con los límites permisibles de la norma de Calidad de agua.

Parámetro	Valor medido	Límites de Potabilidad [†]	Valor máximo admisible
pH	7.71	6,5 – 8,5	No indicado
Turbiedad, UNT	4	5	5
Cloruros, mg/L	19,90	250	250
Dureza, mg/L CaCO ₃	251	500	No indicado
Sólidos totales disueltos, mg/L	562,00	1000	1000
Densidad g/cm ³	0,998	No indicado	No indicado
Conductividad, μ S/cm	1422	1500	No indicado

[†]Según las Normas Técnicas ECA-002.MINAM.PERU, El agua analizada se encuentra dentro de los límites establecidos y considerado como potable desde la perspectiva fisicoquímica.

Sólidos totales norma ASCE < 2000 mg/L. Max de 16 pruebas – misma agua, Reactivos hasta 80 mg/L de 5 pruebas en la misma muestra de agua

Anexo 2. Datos del Tanque de Experimentación

ITEM		Valor	aproximación	unidad
Diámetro Superior del Tanque	D	0,280	(+/- 0,005)	m
Diámetro Inferior del Tanque	d	0,250	(+/- 0,005)	m
Altura del Tanque	H	0,380	(+/- 0,005)	m
Nivel del Líquido	h1	0,370	(+/- 0,05)	m
Profundidad del difusor	h2	0,355	(+/- 0,05)	m
Área media transversal del tanque	A	0,055	(+/- 0,05)	m ²
Volumen de Líquido	V _L	20,407	(+/- 0,02)	litros
Volumen de gas	V _{gas}	0,163	(+/- 0,05)	litros
Retención Gaseosa	E	0,008	(+/- 0,05)	m

Anexo 03. Datos de Variación de la Concentración de Oxígeno Disuelto
(mg/L) Vs Tiempo

Tiempo. t(s)	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Tiempo. t(s)	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
0	0	0	0	41	6,95	6,94	6,95
1	0,12	0,11	0,09	42	6,95	6,93	6,96
2	1,05	1,06	1,14	43	6,95	6,94	6,96
3	2,13	2,09	2,11	44	6,95	6,93	6,95
4	2,91	2,87	2,98	45	6,96	6,94	6,97
5	3,45	3,63	3,63	46	6,97	6,99	6,97
6	3,98	3,7	3,72	47	6,97	6,97	6,99
7	4,45	4,21	4,25	48	6,98	6,96	6,99
8	4,88	4,64	4,71	49	7	6,99	7,03
9	5,2	5,15	5,18	50	7,01	6,99	7,02
10	5,5	5,47	5,57	51	7,01	7	7,03
11	5,53	5,48	5,51	52	7,01	7,03	7,05
12	5,87	5,73	5,65	53	7	6,98	7,03
13	5,89	5,83	5,81	54	7,01	7,03	7,04
14	6,12	6,17	6,1	55	7,01	7,01	7,03
15	6,31	6,27	6,35	56	7,01	7,01	7,05
16	6,34	6,35	6,38	57	7,01	7,02	7,03
17	6,37	6,35	6,34	58	7,01	7,02	7,01
18	6,42	6,42	6,49	59	7,01	7,01	7,04
19	6,6	6,65	6,61	60	7,02	7	7,03
20	6,62	6,67	6,61	61	7,02	7,03	7,05
21	6,68	6,73	6,73	62	7,02	7,02	7,04
22	6,73	6,7	6,72	63	7,02	7,02	7,04
23	6,76	6,71	6,76	64	7,03	7,03	7,05
24	6,79	6,78	6,8	65	7,03	7,03	7,05
25	6,81	6,82	6,87	66	7,02	7,02	7,04
26	6,83	6,8	6,9	67	7,03	7,03	7,05
27	6,84	6,88	6,81	68	7,04	7,04	7,06
28	6,85	6,83	6,82	69	7,03	7,03	7,05
29	6,86	6,87	6,88	70	7,03	7,03	7,05
30	6,88	6,91	6,92	71	7,04	7,05	7,06
31	6,89	6,86	6,93	72	7,04	7,04	7,06
32	6,9	6,89	6,88	73	7,04	7,04	7,06
33	6,91	6,88	6,96	74	7,04	7,04	7,06
34	6,92	6,94	6,95	75	7,03	7,03	7,05
35	6,92	6,91	6,99	76	7,04	7,04	7,06
36	6,93	6,94	6,94	77	7,04	7,05	7,07
37	6,94	6,95	6,97	78	7,04	7,04	7,06
38	6,94	6,95	6,96	79	7,04	7,04	7,06
39	6,95	6,95	6,96	80	7,04	7,04	7,06
40	6,94	6,96	6,94				

Anexo 04. Condiciones experimentales para las corridas con agua limpia

N° Corrida	Temperatura del agua (°C)	Flujo estándar del aire (L/min)	Temperatura del aire (°C)	Presión manométrica del flujo de aire (Pa)	Presión atmosférica (Pa)
1	5,2	1	15	4399	64794
2	5,2	2	14	4666	64794
3	5,2	3	15	5039	64794
4	5,1	4	14	5733	64794
5	10,4	1	15	4399	64794
6	10,4	2	15	4666	64794
7	10,4	3	15	5039	64794
8	10,4	4	15	5733	64794
9	15	1	14	4399	64794
10	15	2	16	4666	64794
11	15	3	16	5039	64794
12	15	4	14	5733	64794

Anexo 5. Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo doce corridas agua limpia.

Tiempo (min)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0	0,1	0,15	0,11	0,39	0,18	0,07	0,14	0,17	0,35	0,1	0,06	0,01
0,5	0,37	0,42	0,45	0,76	0,41	0,32	0,53	0,56	0,55	0,34	0,33	0,47
1	0,53	0,61	0,7	1,14	0,63	0,53	0,82	1,04	0,77	0,57	0,67	0,90
1,5	0,73	0,79	0,96	1,51	0,8	0,75	1,18	1,45	0,99	0,8	0,98	1,31
2	0,92	1,02	1,26	1,89	0,97	0,99	1,51	1,78	1,19	1,04	1,34	1,77
2,5	1,11	1,23	1,54	2,19	1,17	1,23	1,73	2,13	1,34	1,24	1,63	2,16
3	1,33	1,45	1,81	2,49	1,37	1,47	2,07	2,51	1,52	1,46	1,92	2,50
3,5	1,48	1,68	2,06	2,84	1,56	1,66	2,34	2,79	1,71	1,68	2,17	2,76
4	1,64	1,9	2,33	3,08	1,75	1,96	2,58	3,08	1,88	1,86	2,38	3,03
4,5	1,82	2,11	2,58	3,33	1,9	2,15	2,82	3,32	2,01	2,09	2,63	3,29
5	2,02	2,31	2,82	3,62	2,09	2,32	3,04	3,62	2,17	2,26	2,85	3,51
5,5	2,17	2,5	3,04	3,82	2,22	2,53	3,24	3,85	2,3	2,45	3,06	3,75
6	2,36	2,67	3,24	4,05	2,36	2,72	3,45	4,05	2,43	2,62	3,23	3,92
6,5	2,5	2,86	3,44	4,26	2,49	2,88	3,59	4,28	2,55	2,78	3,4	4,13
7	2,64	3,06	3,64	4,47	2,63	3,05	3,83	4,45	2,69	2,94	3,59	4,28
7,5	2,78	3,23	3,82	4,64	2,78	3,22	4,01	4,63	2,81	3,1	3,75	4,44
8	2,92	3,41	4,01	4,83	2,9	3,38	4,17	4,79	2,93	3,26	3,9	4,62
8,5	3,06	3,57	4,17	4,98	3,03	3,51	4,35	4,97	3,04	3,38	4,05	4,75
9	3,17	3,69	4,33	5,15	3,13	3,66	4,49	5,08	3,15	3,54	4,21	4,89
9,5	3,31	3,85	4,48	5,29	3,26	3,77	4,61	5,22	3,26	3,66	4,32	5,01
10	3,43	3,98	4,66	5,43	3,36	3,92	4,73	5,35	3,37	3,75	4,45	5,12
10,5	3,58	4,1	4,79	5,56	3,48	4,01	4,87	5,46	3,46	3,87	4,56	5,24
11	3,68	4,24	4,92	5,68	3,62	4,16	4,98	5,57	3,56	4	4,7	5,33
11,5	3,82	4,37	5,06	5,8	3,72	4,27	5,09	5,66	3,66	4,1	4,79	5,40
12	3,92	4,49	5,19	5,92	3,81	4,38	5,2	5,75	3,73	4,19	-0,04	5,51
12,5	4,04	4,61	5,3	6,02	3,92	4,47	5,28	5,83	3,81	4,29	4,96	5,58
13	4,13	4,7	5,41	6,09	4,01	4,56	5,36	5,9	3,89	4,38	5,04	5,65
13,5	4,24	4,83	5,52	6,18	4,11	4,68	5,46	5,98	3,97	4,46	5,13	5,71
14	4,34	4,94	5,63	6,26	4,21	4,76	5,55	6,05	4,05	4,53	5,2	5,79
14,5	4,44	5,03	5,71	6,34	4,29	4,84	5,62	6,12	4,12	4,62	5,28	5,85
15	4,54	5,13	5,8	6,41	4,38	4,94	5,7	6,18	4,2	4,7	5,35	5,91
15,5	4,64	5,21	5,88	6,48	4,46	5,02	5,77	6,23	4,27	4,78	5,41	5,96
16	4,71	5,3	5,96	6,54	4,55	5,11	5,85	6,29	4,34	4,85	5,46	6,00
16,5	4,8	5,39	6,05	6,61	4,62	5,19	5,91	6,33	4,4	4,91	5,52	6,06
17	4,89	5,47	6,12	6,66	4,71	5,26	5,97	6,38	4,47	4,98	5,57	6,09
17,5	4,97	5,57	6,2	6,72	4,76	5,33	6,03	6,43	4,53	5,04	5,63	6,13
18	5,03	5,63	6,28	6,76	4,83	5,4	6,07	6,46	4,58	5,1	5,67	6,14
18,5	5,09	5,72	6,34	6,79	4,9	5,47	6,12	6,5	4,63	5,16	5,73	6,17
19	5,18	5,79	6,41	6,84	4,96	5,54	6,17	6,53	4,68	5,22	5,77	6,20
19,5	5,25	5,86	6,48	6,89	5,01	5,6	6,21	6,56	4,74	5,26	5,81	6,23
20	5,33	5,93	6,53	6,93	5,07	5,66	6,25	6,59	4,78	5,31	5,85	6,26
20,5	5,42	5,98	6,58	6,96	5,12	5,71	6,3	6,62	4,84	5,37	5,87	6,28
21	5,5	6,05	6,64	7	5,19	5,76	6,35	6,65	4,88	5,42	5,91	6,31
21,5	5,57	6,1	6,69	7,03	5,26	5,82	6,37	6,67	4,93	5,47	5,94	6,33
22	5,63	6,17	6,74	7,06	5,3	5,87	6,41	6,69	4,97	5,5	5,97	6,34
22,5	5,7	6,22	6,79	7,09	5,35	5,93	6,44	6,71	5,02	5,55	6	6,37
23	5,77	6,26	6,83	7,12	5,41	5,97	6,48	6,73	5,06	5,59	6,03	6,38
23,5	5,82	6,33	6,87	7,14	5,47	6,01	6,5	6,75	5,11	5,63	6,06	6,39
24	5,89	6,37	6,92	7,16	5,51	6,05	6,54	6,77	5,15	5,65	6,08	6,41
24,5	5,94	6,43	6,95	7,19	5,55	6,1	6,56	6,79	5,18	5,68	6,11	6,42
25	6	6,45	6,98	7,2	5,59	6,13	6,58	6,79	5,21	5,71	6,12	6,43
25,5	6,06	6,51	7,02	7,22	5,63	6,17	6,6	6,8	5,24	5,74	6,14	6,44
26	6,09	6,55	7,05	7,24	5,67	6,2	6,62	6,82	5,28	5,77	6,16	6,45
26,5	6,15	6,6	7,09	7,26	5,72	6,24	6,64	6,83	5,3	5,8	6,18	6,45
27	6,2	6,63	7,12	7,28	5,76	6,27	6,67	6,84	5,34	5,83	6,2	6,45
27,5	6,24	6,67	7,15	7,29	5,81	6,31	6,69	6,85	5,37	5,86	6,22	6,45
28	6,28	6,71	7,18	7,31	5,83	6,33	6,7	6,86	5,4	5,89	6,23	6,45
28,5	6,34	6,74	7,21	7,32	5,88	6,37	6,72	6,87	5,43	5,91	6,24	6,45
29	6,37	6,78	7,23	7,34	5,91	6,39	6,74	6,88	5,47	5,94	6,26	6,45
29,5	6,42	6,82	7,26	7,35	5,95	6,42	6,75	6,89	5,49	5,97	6,27	6,45
30	6,46	6,86	7,28	7,36	5,98	6,45	6,77	6,89	5,52	5,99	6,29	6,45

Continuación

Tiempo (min)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
30,5	6,5	6,89	7,3	7,37	6	6,47	6,79	6,89	5,54	6,01	6,31	6,45
31	6,53	6,92	7,31	7,38	6,03	6,5	6,79	6,89	5,57	6,03	6,32	6,45
31,5	6,57	6,94	7,33	7,39	6,07	6,52	6,81	6,89	5,59	6,05	6,33	6,45
32	6,61	6,97	7,35	7,39	6,1	6,54	6,82	6,89	5,61	6,07	6,34	6,45
32,5	6,65	7	7,37	7,39	6,12	6,56	6,83	6,89	5,63	6,09	6,35	6,45
33	6,68	7,03	7,39	7,39	6,15	6,59	6,84	6,89	5,65	6,11	6,35	6,45
33,5	6,71	7,05	7,4	7,39	6,17	6,6	6,84	6,89	5,67	6,12	6,36	6,45
34	6,75	7,08	7,42	7,39	6,2	6,62	6,84	6,89	5,7	6,14	6,36	6,45
34,5	6,76	7,09	7,43	7,39	6,21	6,63	6,84	6,89	5,7	6,15	6,36	6,45
35	6,79	7,11	7,44	7,39	6,23	6,65	6,84	6,89	5,72	6,16	6,36	6,45
35,5	6,82	7,13	7,46	7,39	6,25	6,67	6,84	6,89	5,74	6,17	6,36	6,45
36	6,85	7,15	7,47	7,39	6,28	6,68	6,84	6,89	5,76	6,18	6,36	6,45
36,5	6,88	7,17	7,49	7,39	6,3	6,7	6,84	6,89	5,78	6,2	6,36	6,45
37	6,91	7,19	7,5	7,39	6,32	6,72	6,84	6,89	5,79	6,21	6,36	6,45
37,5	6,94	7,21	7,51	7,39	6,34	6,73	6,84	6,89	5,8	6,22	6,36	6,45
38	6,96	7,23	7,52	7,39	6,36	6,74	6,84	6,89	5,82	6,23	6,36	6,45
38,5	6,99	7,25	7,53	7,39	6,38	6,76	6,84	6,89	5,83	6,24	6,36	6,45
39	7,02	7,26	7,54	7,39	6,4	6,77	6,84	6,89	5,84	6,25	6,36	6,45
39,5	7,04	7,28	7,55	7,39	6,42	6,78	6,84	6,89	5,86	6,26	6,36	6,45
40	7,06	7,29	7,56	7,39	6,44	6,79	6,84	6,89	5,87	6,27	6,36	6,45
40,5	7,09	7,3	7,57	7,39	6,46	6,81	6,84	6,89	5,89	6,28	6,36	6,45
41	7,11	7,32	7,57	7,39	6,47	6,82	6,84	6,89	5,9	6,29	6,36	6,45
41,5	7,13	7,33	7,58	7,39	6,49	6,83	6,84	6,89	5,91	6,29	6,36	6,45
42	7,15	7,34	7,59	7,39	6,51	6,84	6,84	6,89	5,92	6,29	6,36	6,45
42,5	7,17	7,36	7,59	7,39	6,52	6,85	6,84	6,89	5,93	6,29	6,36	6,45
43	7,18	7,37	7,59	7,39	6,53	6,86	6,84	6,89	5,94	6,29	6,36	6,45
43,5	7,2	7,38	7,59	7,39	6,55	6,86	6,84	6,89	5,95	6,29	6,36	6,45
44	7,22	7,39	7,59	7,39	6,57	6,86	6,84	6,89	5,96	6,29	6,36	6,45
44,5	7,23	7,4	7,59	7,39	6,58	6,86	6,84	6,89	5,97	6,29	6,36	6,45
45	7,26	7,41	7,59	7,39	6,59	6,86	6,84	6,89	5,98	6,29	6,36	6,45
45,5	7,27	7,42	7,59	7,39	6,6	6,86	6,84	6,89	5,99	6,29	6,36	6,45
46	7,29	7,43	7,59	7,39	6,61	6,86	6,84	6,89	6	6,29	6,36	6,45
46,5	7,3	7,43	7,59	7,39	6,61	6,86	6,84	6,89	5,99	6,29	6,36	6,45
47	7,31	7,44	7,59	7,39	6,62	6,86	6,84	6,89	6	6,29	6,36	6,45
47,5	7,32	7,45	7,59	7,39	6,64	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
48	7,34	7,46	7,59	7,39	6,64	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
48,5	7,35	7,47	7,59	7,39	6,65	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
49	7,37	7,48	7,59	7,39	6,67	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
49,5	7,38	7,49	7,59	7,39	6,68	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
50	7,39	7,49	7,59	7,39	6,68	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
50,5	7,4	7,5	7,59	7,39	6,69	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
51	7,42	7,51	7,59	7,39	6,7	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
51,5	7,43	7,52	7,59	7,39	6,71	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
52	7,44	7,52	7,59	7,39	6,72	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
52,5	7,45	7,53	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
53	7,46	7,53	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
53,5	7,47	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
54	7,48	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
54,5	7,49	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
55	7,5	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
55,5	7,51	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
56	7,52	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
56,5	7,52	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
57	7,53	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
57,5	7,54	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
58	7,54	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
58,5	7,55	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
59	7,56	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
59,5	7,57	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45
60	7,58	7,54	7,59	7,39	6,73	6,86	6,84	6,89	6,01	6,29	6,36	6,45

Anexo 6. Condiciones experimentales para las corridas con agua contaminada con a 10,4 °C y un flujo estándar de 3 L/min

Corrida #	Contaminante Cac. (mg/L)	Contaminante Cdet(mg/L)	Contaminante Cs(mg/L)	Temperatura del aire (°C)	Presión manométrica del flujo de aire (Pa)	Presión atmosférica (Pa)
13	2	0	0	15	5039	64794
14	4	0	0	15	5039	64794
15	6	0	0	15	5039	64794
16	8	0	0	15	5039	64794
17	0	2	0	16	5039	64794
18	0	4	0	16	5039	64794
19	0	6	0	16	5039	64794
20	0	8	0	16	5039	64794
21	0	0	250	16	5039	64794
22	0	0	500	15	5039	64794
23	0	0	1 000	15	5039	64794
24	0	0	1 500	15	5039	64794
25	4	4	0	16	5039	64794
26	4	4	500	16	5039	64794
27	4	8	500	16	5039	64794
28	8	8	1 000	15	5039	64794

Anexo 07. Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo doce corridas (12) con un contaminante

Tiempo (min)	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
0	0,09	0,15	0,49	0,26	0,14	0,12	0,05	0,04	0,25	0,05	0,11	0,42
0,5	0,31	0,39	0,91	0,42	0,38	0,37	0,3	0,3	0,57	0,28	0,37	0,78
1	0,6	0,6	0,94	0,47	0,61	0,56	0,55	0,39	0,95	0,52	0,77	1,14
1,5	0,78	0,87	1,13	0,49	0,8	0,82	0,8	0,67	1,21	0,79	1,01	1,4
2	1,07	1,08	1,28	0,63	1,03	1,22	1,05	0,96	1,45	1,13	1,34	1,7
2,5	1,29	1,32	1,55	0,41	1,27	1,47	1,46	1,19	1,68	1,43	1,66	1,92
3	1,53	1,62	1,53	0,85	1,55	1,69	1,62	1,37	1,97	1,69	1,88	2,23
3,5	1,74	1,89	1,75	1,14	1,77	1,93	1,95	1,66	2,22	2,01	2,18	2,44
4	1,95	1,93	1,86	1,07	2,09	2,19	2,2	1,95	2,42	2,25	2,42	2,72
4,5	2,17	2,13	1,9	1,15	2,25	2,48	2,36	2,26	2,62	2,5	2,65	2,89
5	2,39	2,28	2,11	1,44	2,46	2,65	2,61	2,57	2,83	2,71	2,84	3,08
5,5	2,54	2,49	2,34	1,62	2,64	2,91	2,85	2,87	3	2,89	3,06	3,29
6	2,71	2,68	2,57	1,85	2,85	3,1	3,1	3,15	3,21	3,08	3,22	3,44
6,5	2,87	2,78	2,62	2,01	3,08	3,29	3,34	3,23	3,38	3,3	3,39	3,6
7	3,07	2,92	2,94	2,16	3,23	3,49	3,59	3,41	3,53	3,48	3,58	3,76
7,5	3,21	3,08	2,83	2,14	3,39	3,67	3,67	3,65	3,69	3,66	3,76	3,91
8	3,37	3,25	3,03	2,62	3,55	3,8	3,76	3,78	3,83	3,83	3,91	4,04
8,5	3,51	3,35	3,09	2,83	3,74	3,95	3,92	4,02	4	3,96	4,07	4,19
9	3,67	3,47	3,14	2,77	3,88	4,09	4	4,12	4,11	4,1	4,2	4,3
9,5	3,83	3,61	3,3	2,83	4,03	4,26	4,25	4,26	4,24	4,24	4,33	4,41
10	3,96	3,74	3,4	3,06	4,18	4,42	4,41	4,55	4,38	4,4	4,47	-0,38
10,5	4,09	3,88	3,47	3,1	4,29	4,57	4,5	4,56	4,48	4,55	4,62	4,64
11	4,2	4,03	3,61	2,94	4,44	4,68	4,75	4,61	4,58	4,69	4,72	4,76
11,5	4,34	4,11	3,67	3,51	4,56	4,80	4,83	4,73	4,71	4,81	4,87	4,86
12	4,39	4,17	3,85	3,75	4,67	4,93	5	4,9	4,83	4,92	4,96	4,97
12,5	4,5	4,29	3,92	3,7	4,76	5,02	5,16	5,14	4,93	5,02	5,07	5,03
13	4,58	4,39	4,13	3,58	4,89	5,12	5,24	5,23	5,01	5,1	5,13	5,15
13,5	4,72	4,6	4,04	3,63	5	5,21	5,32	5,26	5,1	5,19	5,22	5,22
14	4,79	4,66	4,22	3,77	5,1	5,27	5,36	5,32	5,17	5,29	5,31	5,3
14,5	4,89	4,75	4,21	3,81	5,18	5,38	5,4	5,38	5,27	5,39	5,41	5,36
15	4,97	4,74	4,21	3,94	5,26	5,46	5,57	5,46	5,33	5,47	5,48	5,44
15,5	5,02	4,87	4,37	4	5,31	5,53	5,65	5,53	5,4	5,54	5,55	5,51
16	5,09	4,97	4,35	4,16	5,38	5,61	5,7	5,61	5,47	5,62	5,61	5,56
16,5	5,18	5,02	4,59	4,19	5,43	5,67	5,75	5,75	5,54	5,69	5,71	5,63
17	5,26	5,08	4,67	4,27	5,52	5,73	5,82	5,92	5,6	5,76	5,76	5,68
17,5	5,32	5,15	4,66	4,39	5,57	5,79	5,89	5,97	5,66	5,83	5,85	5,73
18	5,41	5,23	4,65	4,28	5,62	5,87	5,96	5,99	5,71	5,88	5,87	5,78
18,5	5,49	5,28	4,72	4,37	5,67	5,94	6,01	6,06	5,77	5,94	5,94	5,82
19	5,54	5,36	4,85	4,69	5,73	6,01	6,06	6,13	5,82	6	6	5,89
19,5	5,6	5,38	4,81	4,63	5,79	6,07	6,14	6,14	5,91	6,04	6,05	5,93
20	5,65	5,44	5,17	4,68	5,85	6,09	6,21	6,16	5,94	6,1	6,08	5,98
20,5	5,71	5,5	5,1	4,74	5,9	6,11	6,24	6,19	5,96	6,14	6,13	6,01
21	5,77	5,55	5,15	4,78	5,97	6,18	6,28	6,22	6,01	6,19	6,18	6,06
21,5	5,82	5,62	5,09	4,75	6,02	6,2	6,3	6,25	6,05	6,24	6,21	6,11
22	5,86	5,69	5,23	4,98	6,07	6,25	6,33	6,28	6,09	6,27	6,26	6,13
22,5	5,9	5,7	5,28	5,04	6,11	6,34	6,35	6,3	6,12	6,32	6,31	6,16
23	5,95	5,76	5,35	5,05	6,15	6,32	6,38	6,35	6,16	6,36	6,33	6,19
23,5	5,98	5,82	5,42	5,11	6,19	6,35	6,4	6,39	6,18	6,39	6,34	6,2
24	6,03	5,86	5,43	5,22	6,22	6,39	6,44	6,43	6,22	6,43	6,4	6,25
24,5	6,07	5,9	5,39	5,17	6,25	6,4	6,46	6,47	6,25	6,45	6,43	6,27
25	6,1	5,92	5,44	5,37	6,27	6,42	6,48	6,49	6,27	6,48	6,45	6,28
25,5	6,13	5,95	5,43	5,34	6,3	6,45	6,53	6,51	6,3	6,5	6,48	6,31
26	6,18	5,99	5,49	5,33	6,33	6,47	6,58	6,56	6,32	6,54	6,5	6,33
26,5	6,21	6,03	5,52	5,3	6,35	6,5	6,59	6,58	6,35	6,56	6,53	6,35
27	6,25	6,06	5,56	5,35	6,38	6,53	6,61	6,61	6,37	6,59	6,54	6,37
27,5	6,27	6,11	5,58	5,41	6,41	6,55	6,63	6,62	6,4	6,62	6,57	6,41
28	6,3	6,13	5,57	5,42	6,44	6,57	6,67	6,65	6,42	6,64	6,59	6,42
28,5	6,33	6,16	5,62	5,48	6,46	6,59	6,69	6,67	6,44	6,66	6,63	6,43
29	6,37	6,19	5,71	5,52	6,49	6,61	6,7	6,69	6,46	6,68	6,65	6,44
29,5	6,39	6,24	5,84	5,53	6,51	6,63	6,71	6,71	6,48	6,7	6,65	6,47
30	6,42	6,27	5,72	5,58	6,53	6,65	6,72	6,73	6,5	6,72	6,69	6,48

Continuación

30,5	6,45	6,29	5,73	5,64	6,55	6,65	6,73	6,75	6,51	6,74	6,68	6,49
31	6,47	6,32	5,85	5,65	6,57	6,67	6,74	6,78	6,53	6,76	6,71	6,5
31,5	6,48	6,35	5,79	5,68	6,59	6,69	6,75	6,79	6,55	6,76	6,72	6,51
32	6,51	6,37	5,89	5,72	6,6	6,7	6,76	6,8	6,56	6,79	6,74	6,52
32,5	6,53	6,38	5,91	5,77	6,62	6,72	6,77	6,81	6,58	6,8	6,76	6,53
33	6,56	6,4	5,92	5,82	6,64	6,73	6,78	6,83	6,59	6,82	6,78	6,54
33,5	6,58	6,43	5,96	5,83	6,66	6,74	6,8	6,85	6,6	6,83	6,8	6,55
34	6,6	6,45	5,97	5,91	6,67	6,75	6,82	6,86	6,62	6,84	6,8	6,56
34,5	6,6	6,47	5,97	5,96	6,67	6,75	6,82	6,86	6,62	6,85	6,8	6,56
35	6,62	6,49	5,99	5,99	6,68	6,76	6,85	6,87	6,63	6,86	6,81	6,57
35,5	6,63	6,52	5,96	6,01	6,7	6,76	6,86	6,88	6,65	6,87	6,82	6,58
36	6,66	6,52	6,02	6,03	6,71	6,76	6,87	6,9	6,65	6,88	6,85	6,59
36,5	6,67	6,54	6,05	6,02	6,72	6,76	6,89	6,9	6,66	6,89	6,84	6,6
37	6,68	6,56	6,08	6,03	6,73	6,76	6,93	6,91	6,67	6,9	6,85	6,61
37,5	6,7	6,58	6,07	6,08	6,75	6,76	6,94	6,91	6,67	6,91	6,85	6,62
38	6,7	6,59	6,1	6,12	6,76	6,76	6,94	6,92	6,68	6,92	6,86	6,63
38,5	6,71	6,6	6,13	6,11	6,77	6,76	6,94	6,93	6,69	6,94	6,87	6,63
39	6,72	6,63	6,15	6,15	6,77	6,76	6,94	6,93	6,69	6,96	6,89	6,64
39,5	6,75	6,64	6,15	6,16	6,78	6,76	6,94	6,93	6,7	6,93	6,91	6,64
40	6,75	6,66	6,23	6,18	6,78	6,76	6,94	6,93	6,71	6,95	6,91	6,65
40,5	6,76	6,66	6,24	6,2	7,78	6,76	6,94	6,93	6,71	6,95	6,9	6,66
41	6,77	6,66	6,2	6,21	7,78	6,76	6,94	6,93	6,72	6,93	6,91	6,66
41,5	6,77	6,68	6,2	6,22	7,78	6,76	6,94	6,93	6,72	6,97	6,92	6,67
42	6,77	6,69	6,25	6,25	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	6,98	6,93	6,66
42,5	6,77	6,71	6,23	6,27	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	6,97	6,93	6,66
43	6,77	6,72	6,23	6,29	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	6,98	6,93	6,66
43,5	6,77	6,72	6,24	6,28	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	6,99	6,95	6,66
44	6,77	6,74	6,28	6,33	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	6,99	6,95	6,66
44,5	6,77	6,74	6,29	6,32	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7	6,95	6,66
45	6,77	6,74	6,3	6,36	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7	6,96	6,66
45,5	6,77	6,74	6,31	6,37	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,01	6,96	6,66
46	6,77	6,74	6,33	6,38	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,01	6,96	6,66
46,5	6,77	6,74	6,32	6,37	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,01	6,96	6,66
47	6,77	6,74	6,33	6,39	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
47,5	6,77	6,74	6,35	6,4	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
48	6,77	6,74	6,35	6,41	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
48,5	6,77	6,74	6,35	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
49	6,77	6,74	6,36	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
49,5	6,77	6,74	6,38	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
50	6,77	6,74	6,38	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
50,5	6,77	6,74	6,39	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
51	6,77	6,74	6,41	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66
51,5	6,77	6,74	6,41	6,42	7,78	6,76	6,94	6,93	6,73	7,02	6,96	6,66

Anexo 08. Variación de la Concentración de OD (mg/L) con respecto al tiempo corridas (4) con un varios contaminantes

Tiempo (min)	25	26	27	28	Tiempo (min)	25	26	27	28
0	0	0,14	0,18	0,1	31	5,96	5,03	5,04	5,12
0,5	0,17	0,32	0,27	0,38	31,5	5,99	5,05	5,07	5,17
1	0,36	0,42	0,36	0,65	32	6,04	5,1	5,1	5,22
1,5	0,55	0,61	0,63	0,84	32,5	6,06	5,15	5,15	5,27
2	0,84	0,7	0,73	1,05	33	6,08	5,2	5,2	5,33
2,5	0,93	0,87	0,81	1,14	33,5	6,11	5,27	5,25	5,36
3	1,22	1,05	0,9	1,29	34	6,14	5,31	5,28	5,4
3,5	1,4	1,14	1,03	1,47	34,5	6,17	5,34	5,28	5,43
4	1,7	1,32	1,18	1,51	35	6,21	5,39	5,3	5,46
4,5	1,7	1,51	1,27	1,57	35,5	6,23	5,44	5,32	5,51
5	1,99	1,51	1,45	1,66	36	6,25	5,48	5,35	5,53
5,5	2,08	1,59	1,53	1,74	36,5	6,27	5,53	5,39	5,54
6	2,26	1,78	1,62	1,79	37	6,33	5,55	5,42	5,55
6,5	2,36	1,87	1,71	1,83	37,5	6,37	5,58	5,48	5,56
7	2,55	1,96	1,81	1,88	38	6,41	5,6	5,51	5,57
7,5	2,7	2,07	1,9	1,93	38,5	6,45	5,62	5,54	5,58
8	2,85	2,32	1,99	2,11	39	6,47	5,64	5,58	5,61
8,5	2,94	2,37	2,07	2,16	39,5	6,51	5,67	5,59	5,64
9	3,12	2,4	2,17	2,2	40	6,53	5,69	5,6	5,66
9,5	3,22	2,46	2,27	2,38	40,5	6,54	5,7	5,63	5,67
10	3,31	2,5	2,35	2,48	41	6,55	5,72	5,64	5,69
10,5	3,42	2,59	2,43	2,52	41,5	6,56	5,73	5,66	5,71
11	3,61	2,68	2,53	2,57	45,5	6,58	5,75	5,68	5,75
11,5	3,7	2,77	2,62	2,75	46	6,6	5,8	5,70	5,77
12	3,8	2,87	2,71	2,85	46,5	6,61	5,85	5,73	5,81
12,5	3,89	2,96	2,8	2,93	47	6,62	5,9	5,76	5,86
13	3,98	3,06	2,89	3	47,5	6,63	5,95	5,79	5,92
13,5	4,1	3,13	2,94	3,11	48	6,64	5,97	5,8	5,95
14	4,17	3,22	2,98	3,2	48,5	6,65	5,98	5,82	5,99
14,5	4,22	3,26	3,07	3,25	49	6,66	5,99	5,84	6,01
15	4,27	3,31	3,26	3,29	49,5	6,67	6	5,88	6,02
15,5	4,32	3,4	3,34	3,34	50	6,66	6,02	5,89	6,02
16	4,37	3,5	3,43	3,39	50,5	6,67	6,04	5,9	6,03
16,5	4,46	3,56	3,52	3,48	51	6,68	6,06	5,91	6,04
17	4,56	3,61	3,58	3,66	51,5	6,69	6,09	5,93	6,05
17,5	4,62	3,68	3,62	3,71	52	6,7	6,11	5,95	6,06
18	4,65	3,76	3,67	3,75	52,5	6,7	6,11	5,97	6,07
18,5	4,73	3,85	3,79	3,81	53	6,71	6,14	6	6,08
19	4,83	3,94	3,82	3,93	53,5	6,72	6,14	6,02	6,09
19,5	4,93	4	3,88	3,99	54	6,73	6,14	6,07	6,1
20	4,97	4,03	3,92	4,03	54,5	6,74	6,14	6,12	6,11
20,5	5,01	4,11	3,98	4,12	55	6,75	6,14	6,13	6,13
21	5,03	4,16	4,02	4,19	55,5	6,77	6,14	6,14	6,12
21,5	5,06	4,22	4,07	4,24	56	6,77	6,14	6,15	6,13
22	5,1	4,26	4,12	4,21	56,5	6,78	6,14	6,16	6,14
22,5	5,13	4,34	4,16	4,29	57	6,79	6,14	6,17	6,15
23	5,22	4,4	4,22	4,34	57,5	6,8	6,14	6,17	6,17
23,5	5,26	4,45	4,25	4,39	58	6,81	6,14	6,18	6,18
24	5,32	4,49	4,31	4,49	58,5	6,82	6,14	6,18	6,19
24,5	5,35	4,54	4,43	4,54	59	6,83	6,14	6,19	6,2
25	5,38	4,58	4,45	4,58	59,5	6,83	6,14	6,2	6,21
25,5	5,43	4,67	4,51	4,58	60	6,84	6,14	6,21	6,22
26	5,45	4,7	4,55	4,64	60,5	6,84	6,14	6,21	6,25
26,5	5,49	4,73	4,6	4,67	61	6,84	6,14	6,22	6,3
27	5,6	4,76	4,62	4,76	61,5	6,84	6,14	6,22	6,35
27,5	5,64	4,8	4,67	4,79	62	6,84	6,14	6,23	6,41
28	5,69	4,82	4,7	4,85	62,5	6,84	6,14	6,24	6,42
28,5	5,74	4,85	4,79	4,9	63	6,84	6,14	6,24	6,43
29	5,79	4,87	4,88	4,94	63,5	6,84	6,14	6,24	6,44
29,5	5,84	4,89	4,9	4,98	64	6,84	6,14	6,24	6,47
30	5,89	4,95	4,95	5,03	64,5	6,84	6,14	6,24	6,48
30,5	5,93	5	5	5,07	65	6,84	6,14	6,24	6,48

Anexo 09. Datos de validación para el Oxímetro Tracer

	Calibración aire – agua saturada				Calibración Winkler			
	0	10	20	30	0	10	20	30
Tiempo (min)	0	10	20	30	0	10	20	30
Promedio	0,48	3,63	4,89	5,02	0,35	3,48	4,68	4,80
DS _{n-1}	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,07	0,01
%CV	1,21	1,10	0,20	1,63	0,29	0,21	1,46	1,21
LC 95%	0,04	0,04	0,08	0,08	0,24	0,07	0,2	0,11
%Error				16,10				19,69
%Saturación				85,96				82,19
OD Satur 480 mmHg				5,84				5,84

CALCULOS EXPERIMENTALES

Anexo 10. Calculo de Resultados Experimentales del agua de trabajo

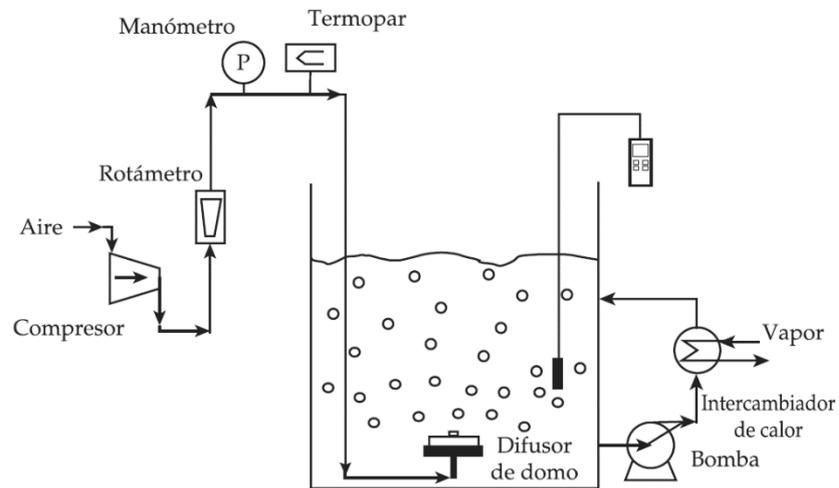
Parámetro	Media	Desviación Estándar	Error Estándar del Prom
pH	7,71	0,17	0,3
Conductividad			
μS/cm	1422,25	2,22	4
Turbiedad UNT	4,00	0,00	0
Densidad g/ml	0,998	0,000500	0,0008
Cloruros	19,90	0,01258306	0,02
Dureza	251,25	4,19324854	6,66
Solidos Disueltos	562	0,82	1

Anexo 11. Datos de Presión de Vapor, concentración de saturación de OD en la superficie y a la profundidad media del líquido, a las condiciones de las corridas experimentales

Corrida	Presión de vapor (Pa)	C _s * (mg/L)	C _B * (mg/L)
1	870,61	7,66	7,87
2	870,61	7,58	7,79
3	870,61	7,63	7,84
4	870,61	7,43	7,63
5	1228	6,8	6,99
6	1228	7,01	7,20
7	1228	7,22	7,42
8	1228	7,13	7,32
9	1708	6,15	6,32
10	1708	6,33	6,50
11	1708	6,4	6,58
12	1708	6,49	6,66
13	1228	6,81	7,00
14	1228	6,78	6,97
15	1228	6,45	6,63
16	1228	6,46	6,64
17	1228	7,82	8,03
18	1228	6,8	6,99
19	1228	6,98	7,17
20	1228	6,97	7,16
21	1228	6,77	7
22	1228	7,06	7,25
23	1228	7	7,19
24	1228	6,7	6,88
25	1708,1	6,88	7,07
26	1708,1	6,18	6,35
27	1708,1	6,28	6,45
28	1708,1	6,56	6,74

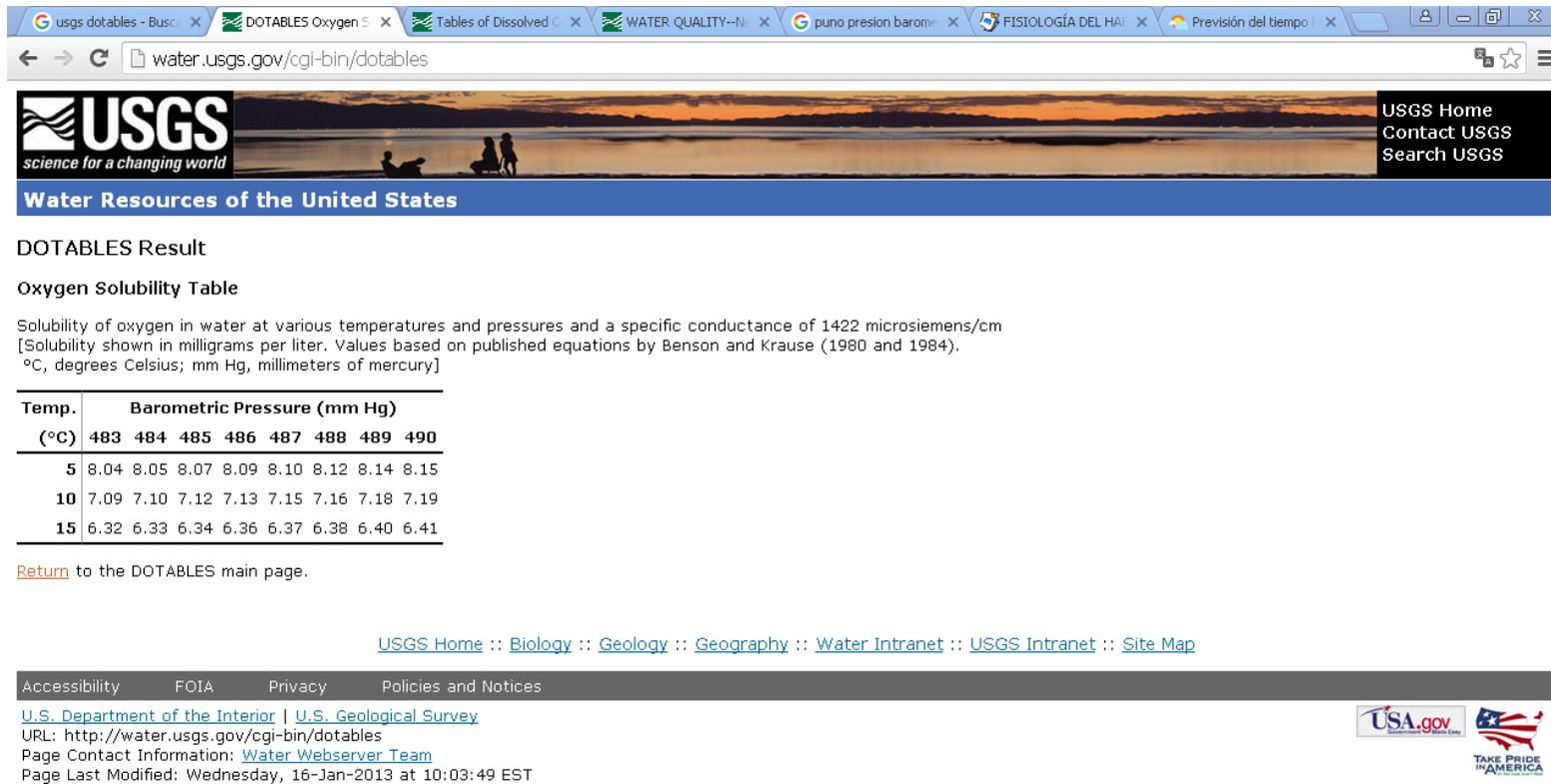
Anexo 12. Valores estimados por las ecuaciones de regresión encontradas para los coeficientes volumétricos de transferencia de oxígeno en agua limpia y sus respectivos residuos con respecto al valor experimental

Nº Ensayo	T(°C)	Q (L/min)	Estimado de K _{LS} a _s	Diferencias K _{LS} a _s
1	5,2	1	0,052183475	0,0471
2	5,2	2	0,077039441	0,0327
3	5,2	3	0,096755831	0,0060
4	5,1	4	0,113519407	0,0605
5	10,4	1	0,057588493	0,0486
6	10,4	2	0,085018969	0,0805
7	10,4	3	0,106777527	0,0844
8	10,4	4	0,125515094	0,1170
9	15	1	0,062834715	0,0292
10	15	2	0,092764065	0,0261
11	15	3	0,116504794	0,0137
12	15	4	0,136949324	0,0487



Anexo 13. Esquema del Equipo Experimental

Fuente: Duran, 2005



USGS Home
Contact USGS
Search USGS

Water Resources of the United States

DOTABLES Result

Oxygen Solubility Table

Solubility of oxygen in water at various temperatures and pressures and a specific conductance of 1422 microsiemens/cm [Solubility shown in milligrams per liter. Values based on published equations by Benson and Krause (1980 and 1984). °C, degrees Celsius; mm Hg, millimeters of mercury]

Temp. (°C)	Barometric Pressure (mm Hg)							
	483	484	485	486	487	488	489	490
5	8.04	8.05	8.07	8.09	8.10	8.12	8.14	8.15
10	7.09	7.10	7.12	7.13	7.15	7.16	7.18	7.19
15	6.32	6.33	6.34	6.36	6.37	6.38	6.40	6.41

[Return](#) to the DOTALS main page.

[USGS Home](#) :: [Biology](#) :: [Geology](#) :: [Geography](#) :: [Water Intranet](#) :: [USGS Intranet](#) :: [Site Map](#)

Accessibility FOIA Privacy Policies and Notices

[U.S. Department of the Interior](#) | [U.S. Geological Survey](#)
 URL: <http://water.usgs.gov/cgi-bin/dotables>
 Page Contact Information: [Water Webservice Team](#)
 Page Last Modified: Wednesday, 16-Jan-2013 at 10:03:49 EST





Anexo 14. Datos de OD A Diferentes Condiciones U.S. Geological Survey U.S. Department of the Interior | U.S. Geological Survey.

Fuente: <http://water.usgs.gov/cgi-bin/dotables>, 2016

POLYMATH 6.10 Professional Release - [Nonlinear Report #1]

File Edit Window Help

POLYMATH Report
Nonlinear Regression (L-M) 31-dic-2016

Model: $L = k \cdot (Q^b) \cdot c^{(T-20)}$

Variable	Initial guess	Value	95% confidence
k	0.2	0.0690806	0.0114371
b	0.1	0.5620042	0.1289988
c	0.4	1.019134	0.0142109

Nonlinear regression settings
Max # iterations = 64

Precision

R ²	0.8641418
R ² adj	0.8339511
Rmsd	0.0029278
Variance	0.0001372

General

Sample size	12
Model vars	3
Indep vars	2
Iterations	21

Source data points and calculated data points

	Q	T	L	L calc	Delta L
1	1	5.2	0.0569	0.0521837	0.0047163
2	2	5.2	0.0725	0.0770397	-0.0045397
3	3	5.2	0.0954	0.0967562	-0.0013562

No File POLYMATH Report

07:58 a. m. 31/12/2016 CAPS NUM

Este equipo 07:58 a. m. 31/12/2016

Anexo 15. a) Determinación de parámetros KLa en Polymath

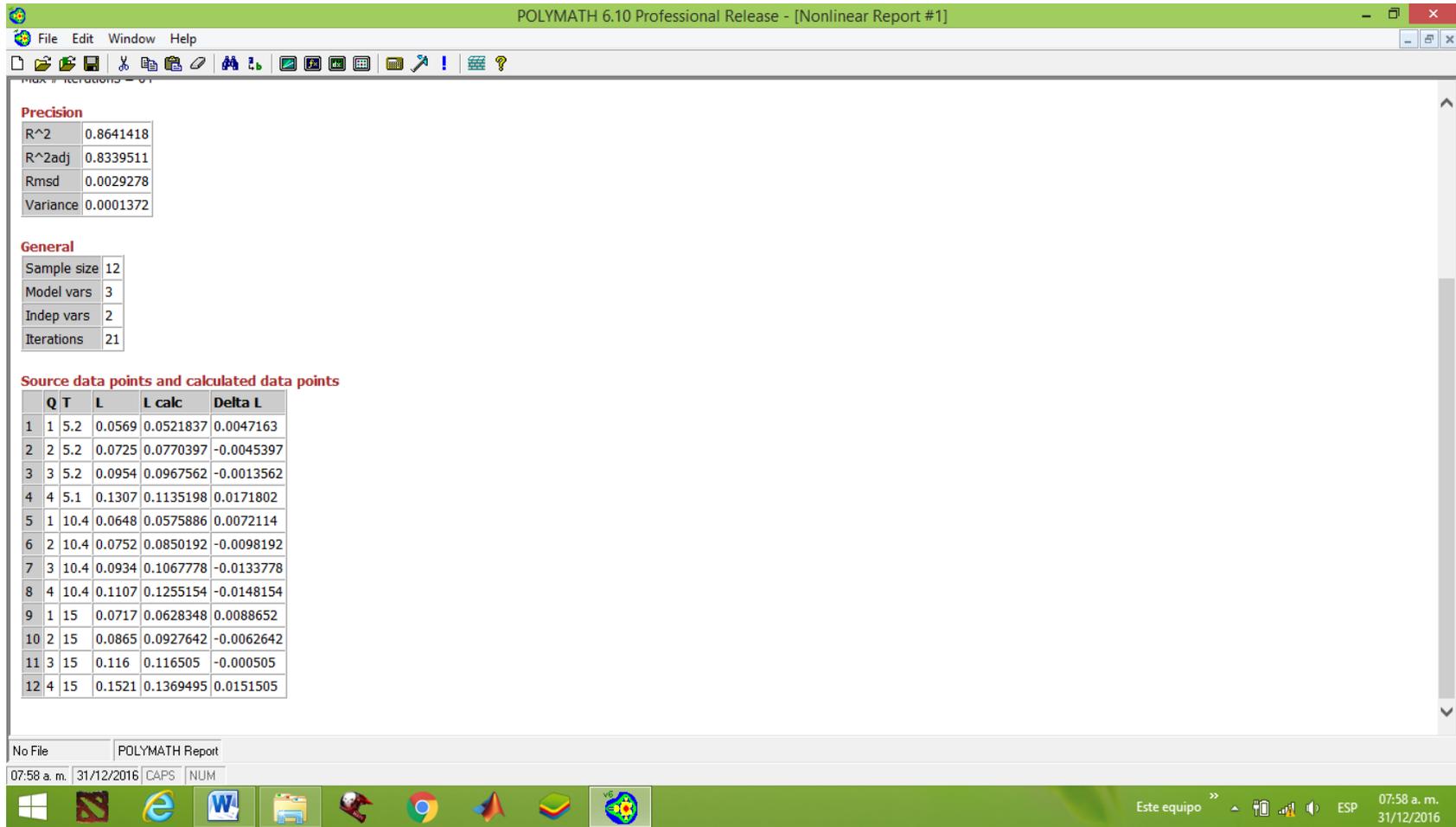
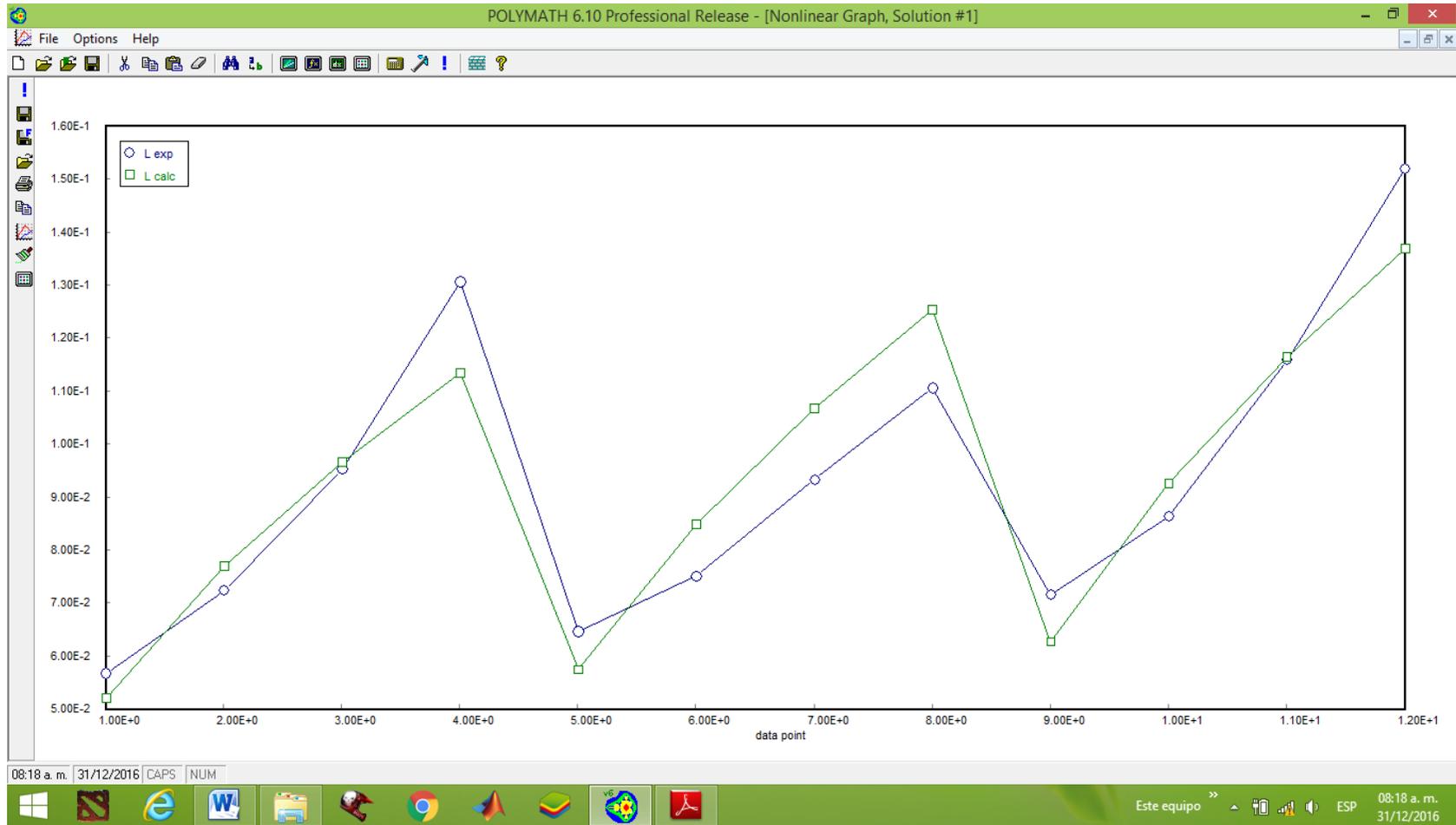
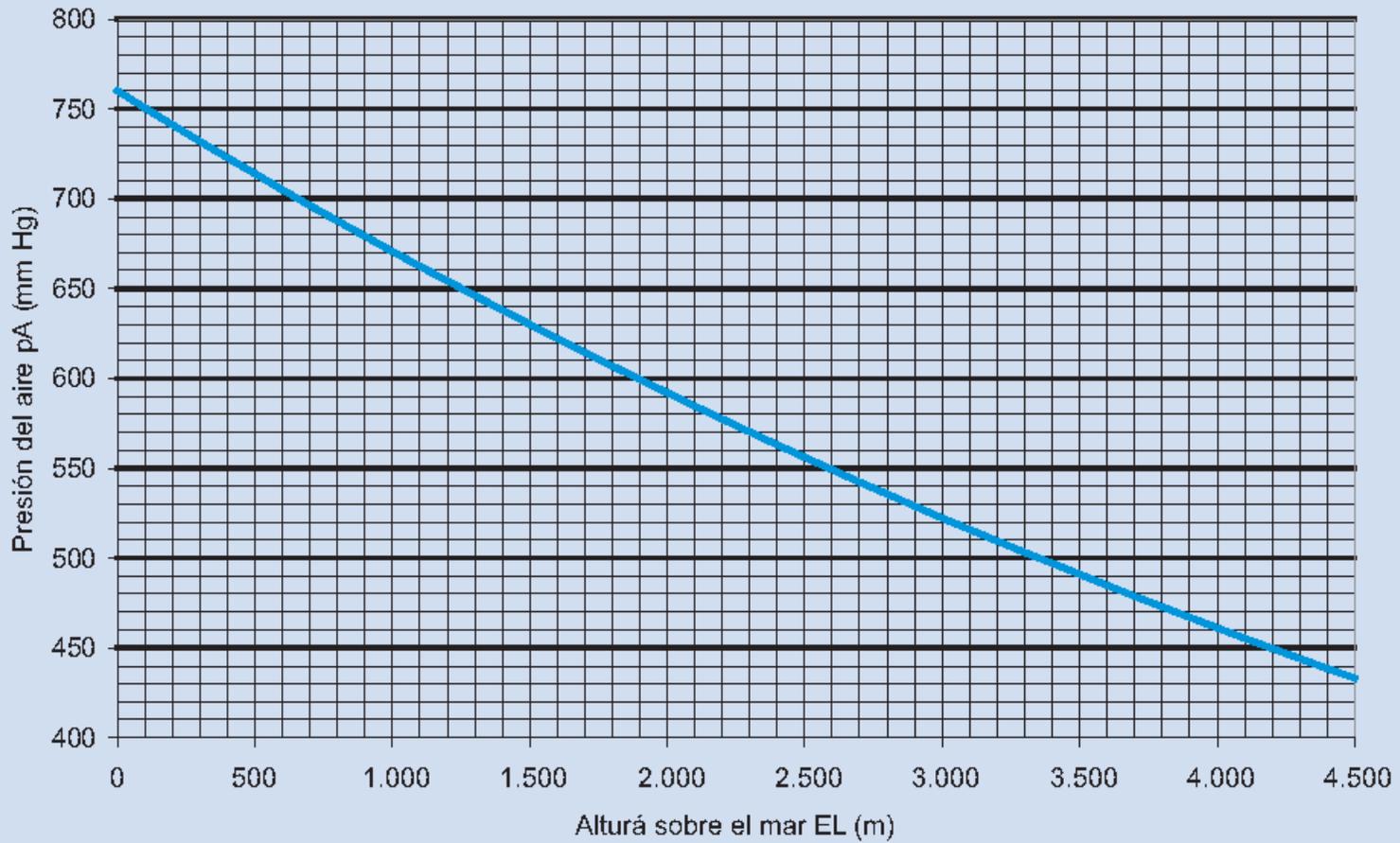


Figura 15. b) Determinación de parámetros KLa en Polymath



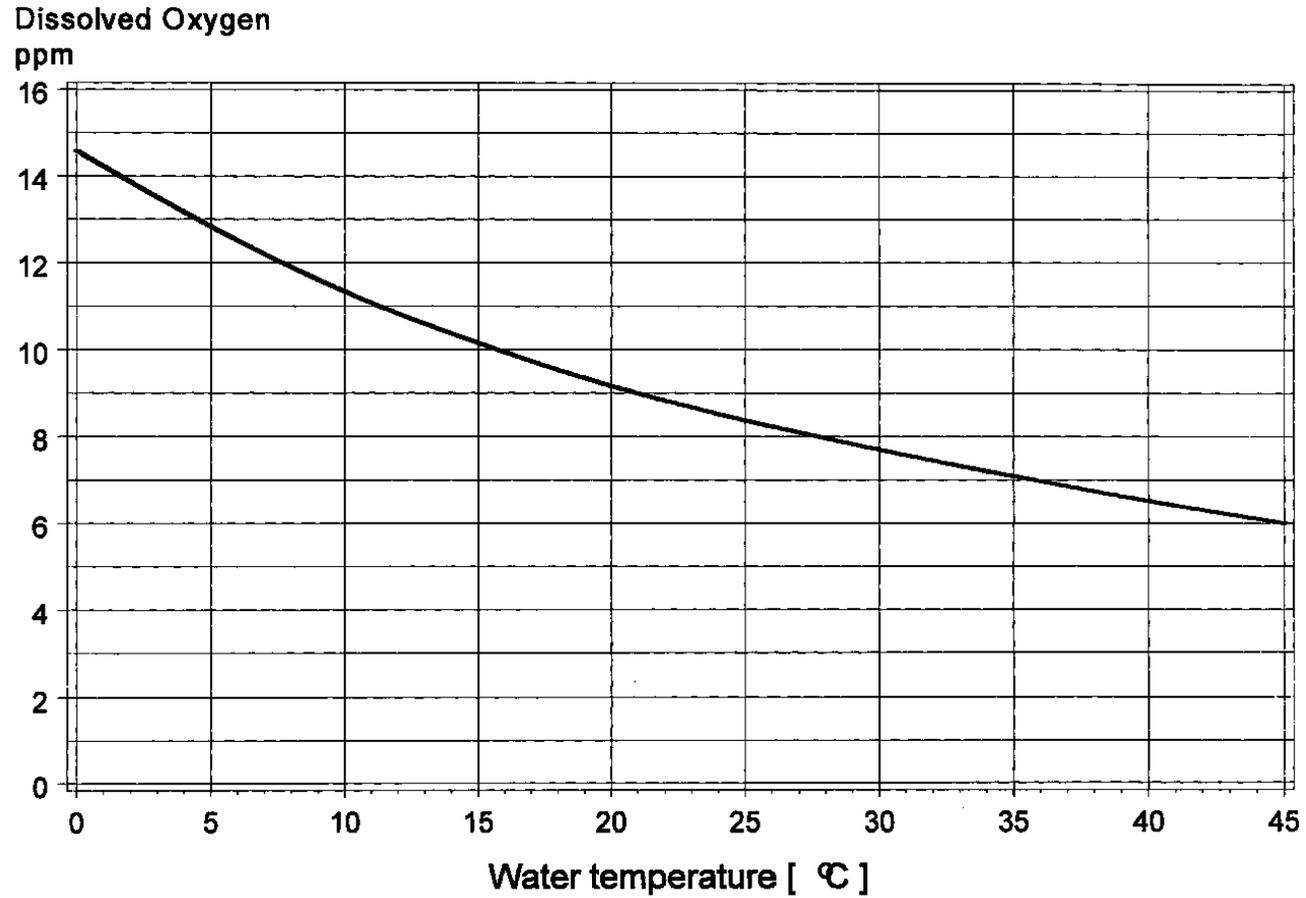
Anexo 16. Pruebas de Idoneidad del modelo aplicado a los datos experimentales

La presión del aire en relación a la altura



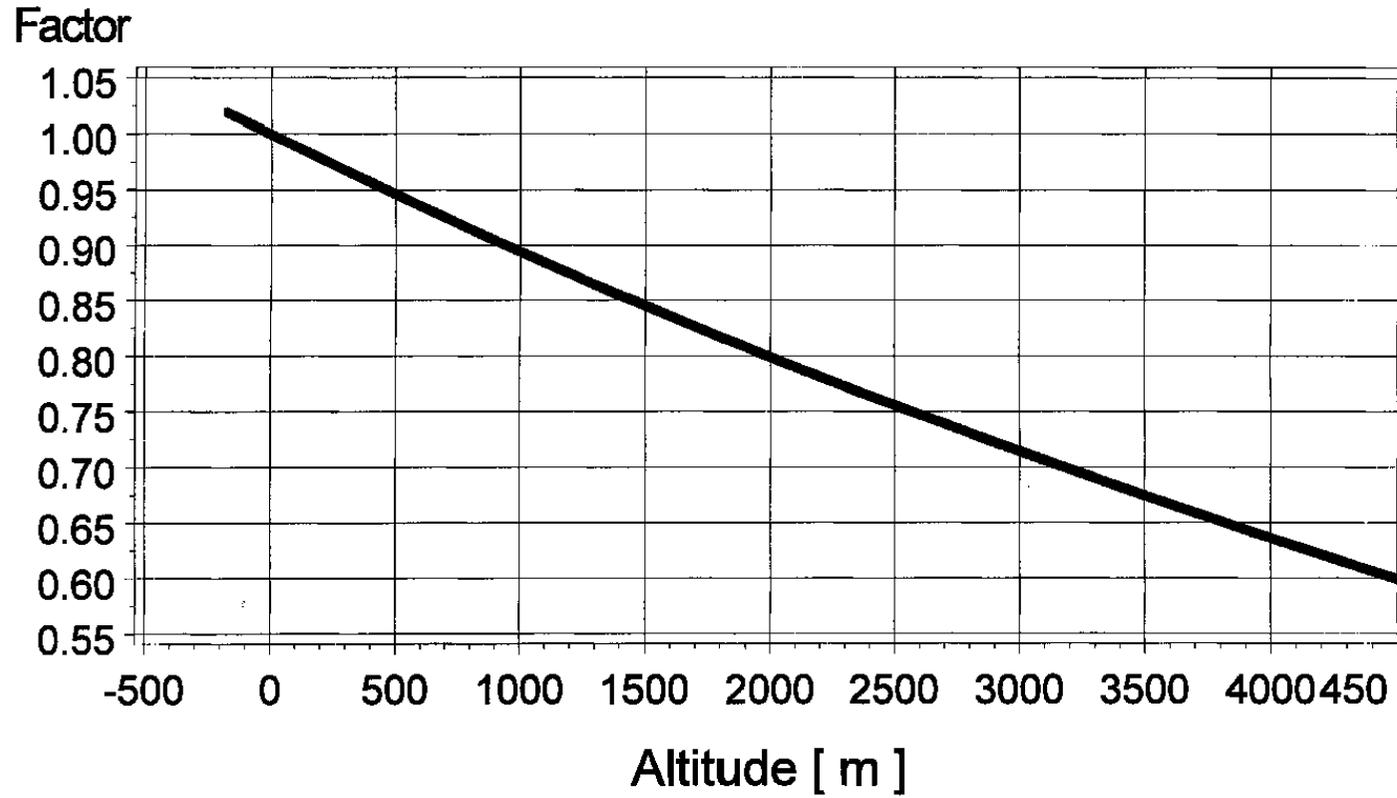
Anexo 17. Presión de Aire en relación a la altura

Fuente: Susan, 2014



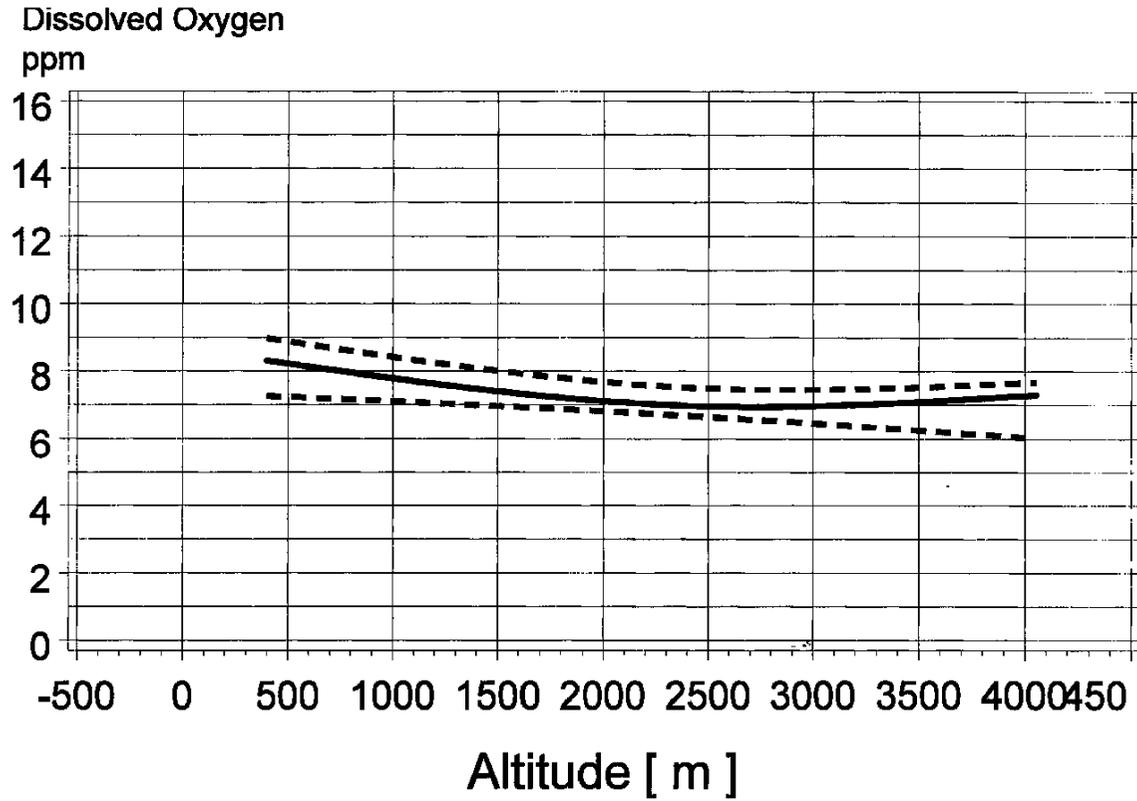
Anexo 18. Variability of wáter temperatura in the surface of WSP located at different altitudes in Bolivia.

Fuente: Susan, 2014



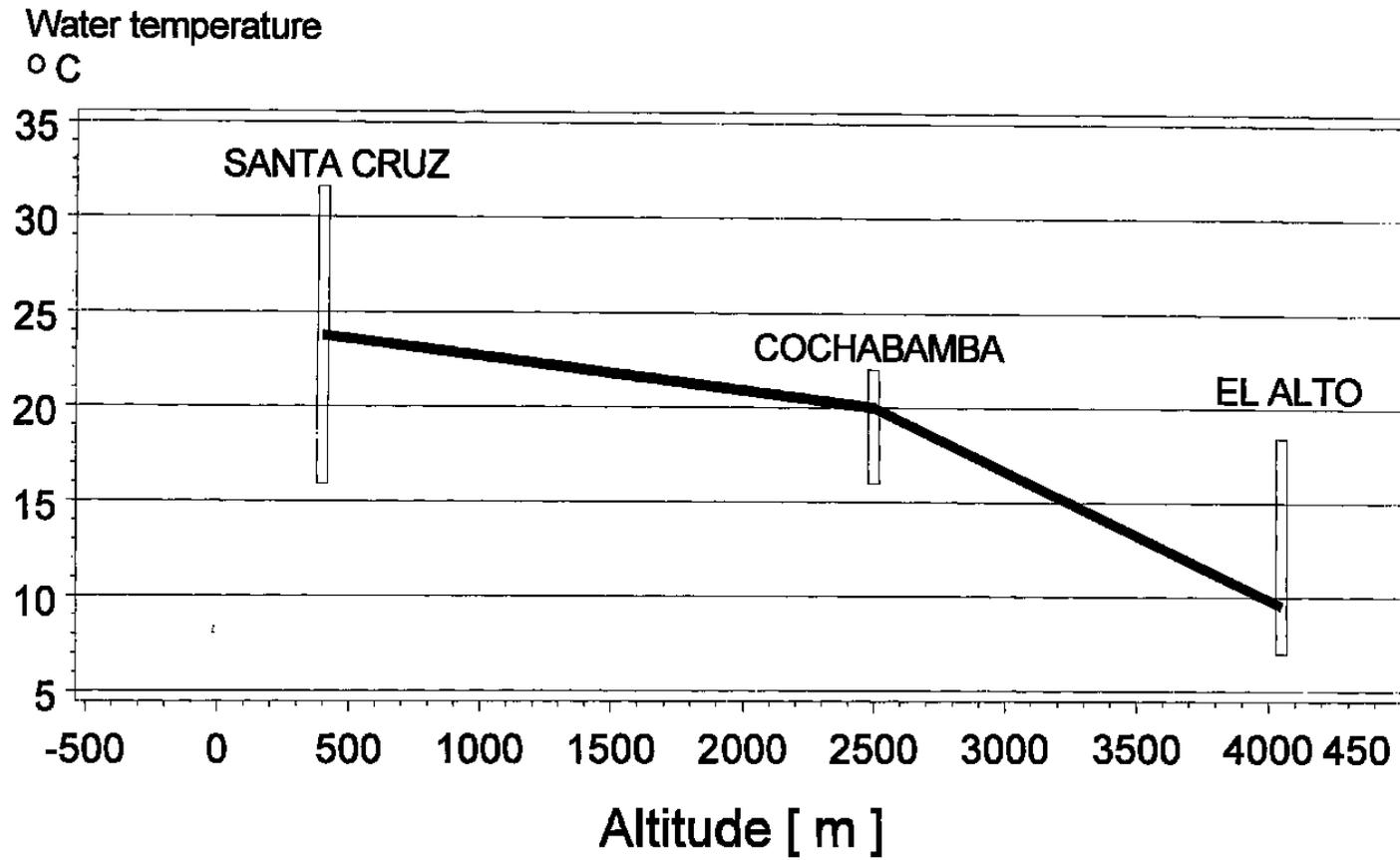
Anexo 19. Correction factor to determine dissolved oxygen saturation in water at different altitudes at a fixed temperature, as a function of atmospheric pressure, Factor = 1 at sea level

Fuente: Goffin, 2014



Anexo 20. Mean and min/max values of dissolved oxygen saturation in wáter, for región at diffrente altitudes in Bolivia, as a function of the combined effect of wáter temperatura and atmospheric pressure

Fuente: Susan, 2014



Anexo 21. Variability of wáter temperatura in the surface of WSP located at different altitudes in Bolivia (Susan, 2014)



Anexo 22. Datos de perfil de Profundidad respecto a temperatura y oxígeno disuelto en laguna Primaria facultativa Juliaca

TABLE 4 Air and pond depth profile data for temperature, dissolved oxygen and light intensity for one of the primary facultative ponds at Juliaca, July 1986

Time Parameter*:	0630	0750	0930		1215		1330	1730	
	T	T	T	O	T	O	L	T	O
Air**	-5.0	4.5	8.0	-	13.3	-	314	5.5	-
Water depth									
1 cm	6.0	7.1	7.5	5.0	13.0	6	155	8.9	2.0
5 cm	6.0	7.1	7.5	4.0	11.2	6.5	108	8.9	2.5
10 cm	6.0	7.1	7.5	3.5	12.2	6.5	65	9.0	2.5
15 cm	6.0	7.1	7.5	3.0	12.2	7.0	37	9.0	2.5
20 cm	6.2	7.1	7.5	3.0	9.5	7.0	25.5	9.0	2.5
40 cm	6.2	7.1	7.5	2.8	7.8	6.3	5.7	9.0	2.5
80 cm	6.1	7.1	7.5	2.8	7.5	2.8	0.3	9.0	2.5
100 cm	6.1	7.1	7.5	2.8	7.7	2.8	0.3	8.5	2.5
120 cm	6.1	7.1	7.5	2.8	7.5	2.8	0.3	8.5	2.0

* T, temperature (°C); O, dissolved oxygen (mg l⁻¹); L, light intensity (Q s⁻¹cm⁻² x 10⁻¹⁵)

** Air temperature measured 5 cm above pond surface.

Fuente: Oakley, 2014

Anexo 23: Regresión No Lineal con Software para 28 corridas, con conjunto de datos cada uno

The screenshot shows the CurveExpert Professional 2.4.0 software interface. The main window displays a data table with 20 rows and two columns, X and Y. A tooltip is visible over the first row, providing detailed regression statistics for the fit.

	X	Y
1	0.000000	0.150000
2	0.500000	0.420000
3	1.000000	0.610000
4	1.500000	0.800000
5	2.000000	1.020000
6	2.500000	1.230000
7	3.000000	1.450000
8	3.500000	1.680000
9	4.000000	1.900000
10	4.500000	2.110000
11	5.000000	2.310000
12	5.500000	2.510000
13	6.000000	2.670000
14	6.500000	2.860000
15	7.000000	3.060000
16	7.500000	3.230000
17	8.000000	3.410000
18	8.500000	3.570000
19	9.000000	3.700000
20	9.500000	3.850000

Regression Statistics (from tooltip):

- Kind: Regression
- Family: Imported
- Equation: $a+(c-a)*exp(-b*x)$
- a = 7.657095E+00
- c = -7.141190E-03
- b = 7.385162E-02
- Standard Error: 3.17799178270678E-02
- Coefficient of Determination (r^2): 9.99743248711383E-01
- Correlation Coefficient (r): 9.99871616114481E-01
- Number of iterations: 11
- Status: OK



a) Hielo para disminuir la temperatura



b) Control de temperatura inicial



c) Sistema hidráulico y reactivos



d) Pesado de reactivos



e) Control de temperatura final



e) Reacción con reactivos



f) Inicio de aireación



g) Contro de Oxígeno disuelto instrumental

Anexo 24. Corridas de Oxígeno Disuelto a Diferentes Temperaturas



a) Flujometro, con regulador de presión



b) Control Presión con Manómetro



b) Análisis de O₂ por Winkler



d) Titulación de oxígeno disuelto



e) Aereador cerámico



f) Compresora de aire

Anexo 25: Equipo Experimental y de Análisis



a) Preparación del equipo



b) Toma de Muestra



c) control de Oxígeno Disuelto

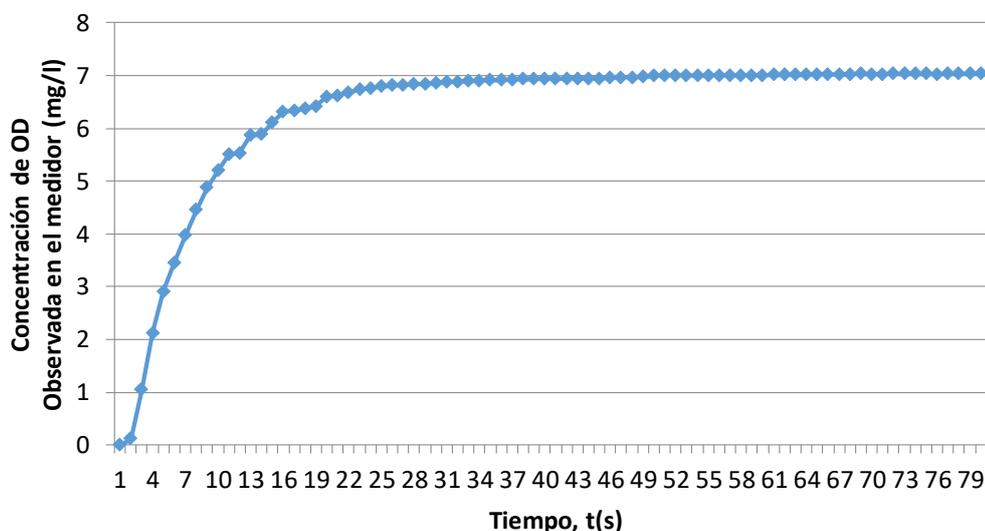


d) Almacenamiento de materiales



c) Control de tiempo

Anexo 26. El Espinar - Zona de Muestreo



Anexo 27. Comportamiento del sensor OD TRACER POCKE TESTER frente al cambio tipo escalón de la concentración.

La Norma ASCE establece que las constantes de tiempo del sensor en las pruebas de aireación, no deben exceder a 0,02/KLa, y según las pruebas realizadas y de los coeficientes obtenidos KLa en la pruebas de aireación que se reportan y procesan para flujo de aire y temperatura mayor con agua limpia se obtiene 9,13 s en promedio, que es inferior a 8 s, que es 12,5% menor, de no ser así era necesario elegir modelos matemáticos más complejos.

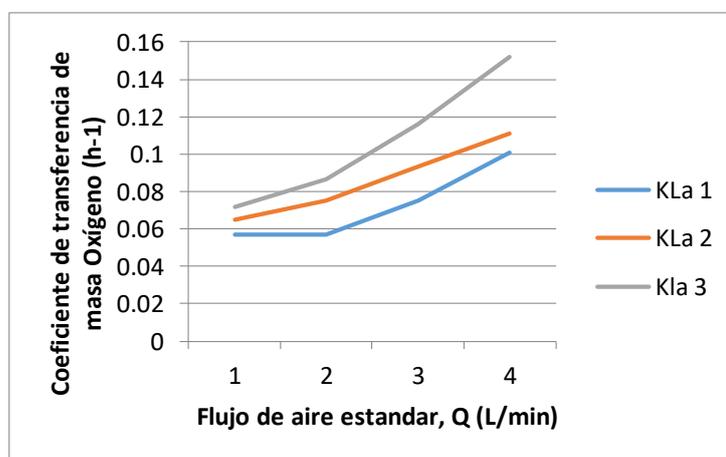
Anexo 28. Obtención de la Constante de tiempo de rezago del sensor OD Tracer C1761

Corrida	Constante de tiempo Tp (s)	Error Estándar
1	6,62	0,10
2	7,19	0,10
3	7,19	0,10
Promedio	7,00	0,10

El cuadro que precede muestra la constante de tiempo del sensor como calidad fisicoquímica del agua, cumpliendo la Norma ASCE.

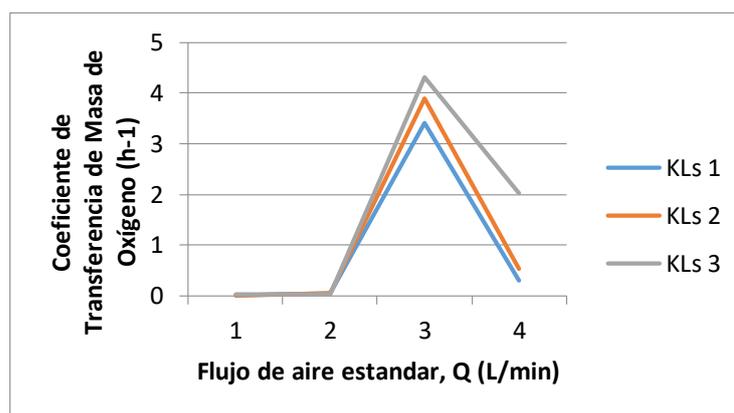
Anexo 29. Resultados de Coeficientes de Transferencia de masa de Oxígeno, Modelo ASCE y el de Dos Zonas a diferentes flujos de aire y temperatura

Nº	Q	K _{La}	K _{LSa_S}	K _{LBa_B}	Kla / h	
Ensayo	T(°C)	(L/min)				
1	5,2	1	0,0569	0,306	3,108	3,41
2	5,2	2	0,0725	2,664	1,692	4,35
3	5,2	3	0,0954	5,448	0,276	5,72
4	5,1	4	0,1307	3,180	4,656	7,84
5	10,4	1	0,0648	0,540	3,348	3,89
6	10,4	2	0,0752	0,276	4,236	4,51
7	10,4	3	0,0934	1,374	4,260	5,60
8	10,4	4	0,1107	0,510	2,286	6,64
9	15	1	0,0717	2,016	1,188	4,30
10	15	2	0,0865	4,002	0,198	5,19
11	15	3	0,1160	6,174	0,792	6,96
12	15	4	0,1521	5,298	3,834	9,13



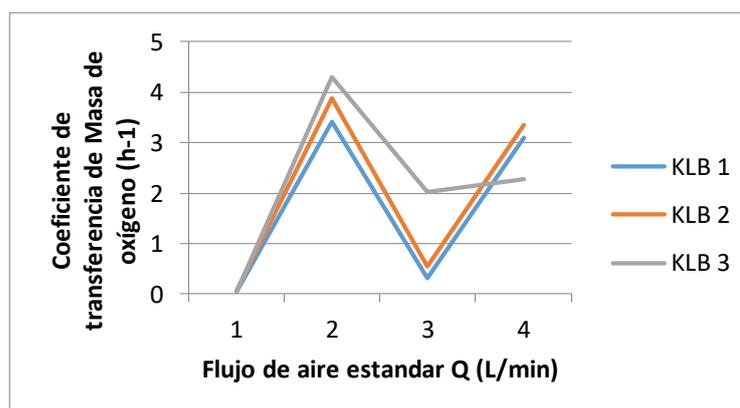
(a) Modelo global exponencial ASCE: $C = (C_o - C_{\infty}^*)^{-K_Lat} + C_{\infty}^*$.

El coeficiente global de transferencia, es decir en forma generalizada de todo el sistema se incrementa al elevar los flujos de aereación cuya ecuación representa el fenómeno



(b) Modelo Zona Superficial - Dos Zonas,

Representa el comportamiento del coeficiente de transferencia de masa ($K_{La} > 4$) en la zona superficial del equipo de experimentación, donde al incrementar el flujo de aire existe perturbaciones con flujos mayores a 2 L/min, indicando una mayor transferencia de aire a estas condiciones.



(a) Modelo Zona Media - Dos Zonas

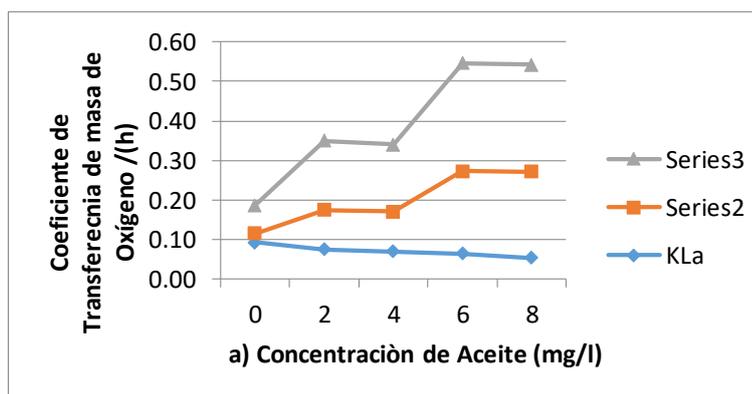
Esta representación grafica muestra variaciones del coeficiente de transferencia en la zona media del sistema de prueba, notando inestabilidad con diferentes cambios de flujos de aereación y observando un complemento con la zona superficial de los coeficientes de transferencia.

Anexo 30. Coeficiente de Transferencia de Masa de Oxígeno en Agua Limpia a diferentes flujos de aire 1, 2, 3 L/min respectivamente. a) K_{La} , b) K_{Ls} y c) K_{Lb} .

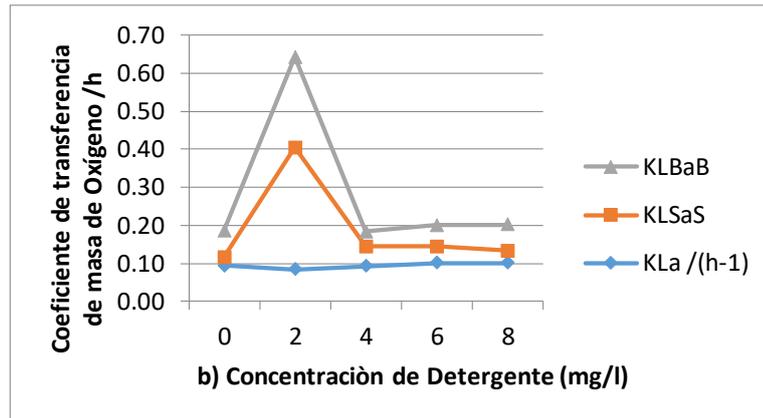
Anexo 31: Resultados Regresión no Lineal Modelo ASCE con sustancias contaminantes (detergente, aceite y solidos suspendidos)

Nº Ensayo	C _{ac} (mg/L)	C _{det} (mg/L)	C _s (mg/L)	KLa (h ⁻¹)	C _∞ [*] (mg/L)	C _o (mg/L)	EEE (mg/L)	r (adim)
13	2	0	0	4.51	7.24	0.27296	0.64	0.9455
14	4	0	0	4.17	7.23	0.43230	0.62	0.9462
15	6	0	0	3.86	7.20	1.01242	0.06	0.9993
16	8	0	0	3.21	7.36	0.17110	0.41	0.9772
17	0	2	0	5.03	7.22	0.20286	0.65	0.9443
18	0	4	0	6.36	6.88	-0.15056	0.06	0.9994
19	0	6	0	6.07	7.09	-0.17921	0.06	0.9995
20	0	8	0	6.09	7.10	-0.32389	0.09	0.9990
21	0	0	250	5.58	6.84	0.28458	0.01	1.0000
22	0	0	500	5.93	7.09	-0.11075	0.02	0.9999
23	0	0	1000	6.02	7.18	0.18212	0.02	1.0000
24	0	0	1500	5.60	6.85	0.57742	0.53	0.9523
25	4	4	0	3.71	6.99	0.05657	0.07	0.9993
26	4	4	500	2.64	6.76	0.20629	0.05	0.9996
27	4	8	500	2.47	6.89	0.16039	0.04	0.9200
28	8	8	1000	2.22	7.03	0.37385	0.47	0.9648

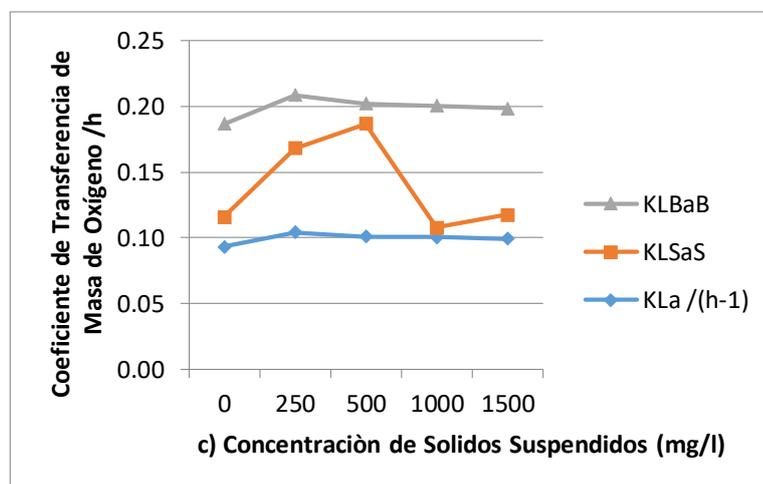
C_{ac}: Concentración de aceite, C_{det}: Concentración de detergente, C_s: Concentración de solidos suspendidos, EEE: Error estándar de la estimación.



El grafico muestra la zona media (serie 3) con un mayor incremento del coeficiente de transferencia y en la zona superficial (serie 2) muestran incremento leve del coeficiente de transferencia con la adición de contaminante aceite, el análisis se detalla con amplitud en discusiones



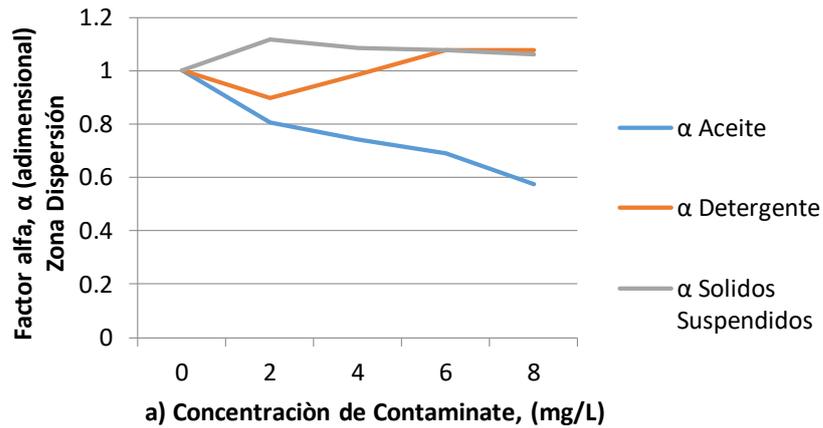
La zona media K_{LBaB} y zona superficial K_{LSaS} muestran incremento con 2 mg/L del coeficiente de transferencia con adición de contaminante detergente.



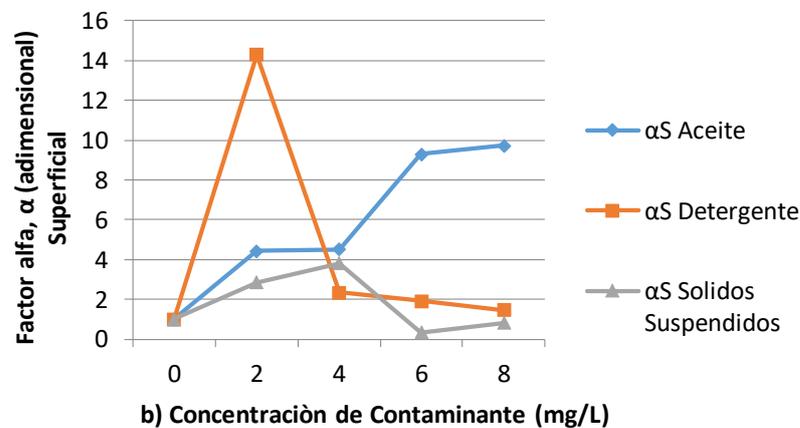
La zona superficial K_{LSaS} muestra perturbaciones del coeficiente de transferencia al adicionar contaminante sólidos suspendidos.

Anexo 32. Variación de los coeficientes de transferencia de masa de Oxígeno en función a sustancias contaminantes a 10,4°C y 3 L/min.

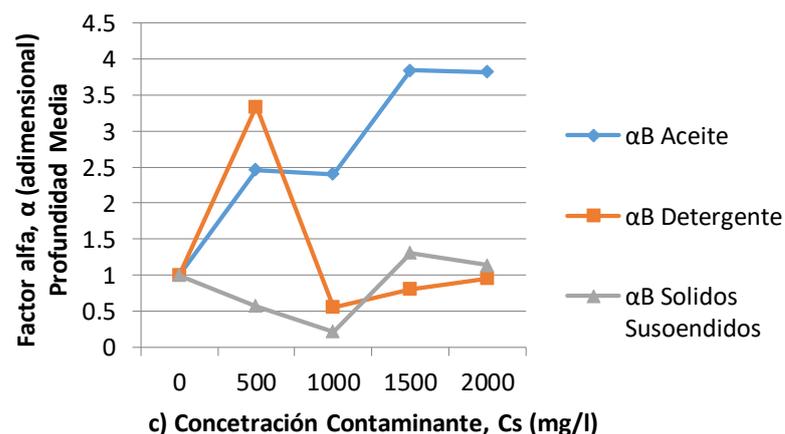
La interpretación de los gráficos se exponen en el capítulo IV de resultados, página 70



El factor α (K_{La} Contaminado/ K_{La} Limpia) tiene baja perturbación en la zona de dispersión del aire para los tres contaminantes



La perturbación sobre α del contaminante detergente se da a bajas concentraciones



El contaminante aceite incrementa la perturbación del coeficiente α a concentraciones mayores a 500 mg/L de contaminante

Anexo 33. Variación de los factores alfa (α) con los modelos ASCE, Modelo de dos Zonas en función de la concentración de contaminantes a 10,4°C y 3,0 L/min

Anexo 34. Procedimiento de Cálculo**CALCULOS****RETENCIÓN DE GAS (ε)**

Calculamos a partir de datos del Anexo 2 y posteriormente ser reportado en la última fila de mismo cuadro.

$$\varepsilon = \frac{V_{gas}}{V} = \frac{0,163}{20,407} = 0,008$$

Donde: V_{gas} = Volumen de gas retenido que es equivalente al volumen de gas desplazado

V = Volumen de la mezcla.

Desviación estándar S_x

$$S_{\bar{x}} = \frac{S_x}{\sqrt{n}} \cdot t_s$$

Donde: S_x = Desviación estándar

n = numero de datos

t_s = el valor de t de student para n-1 grados de libertad y un nivel de significancia específico.

Para el caso de pH utilizamos los valores del Anexo 1 y un valor de $t_s = 3,182$ (determinado de tablas o calculamos con MS Excel a un 95% de confianza o riesgo de 5% ($\alpha = 0,05$), 3 grados de libertad y con $\alpha/2$ ya que dejamos el mismo espacio correspondiente a la región de rechazo por ambos lados. Obtenemos el valor crítico para rechazar la hipótesis alternativa. (UPC, 2014)

$$S_{\bar{x}} = \frac{0,17}{\sqrt{4}} \cdot 3,182 = 0,27$$

Webgrafia

Tabla t student: <http://www-eio.upc.edu/teaching/estad/MC/taules/TStud.pdf>

CONSTANTE DE TIEMPO PARA EL SENSOR

Realizamos regresión no lineal con el software Curve Expert 2.4 para cada una de las tres corridas presentadas en el Anexo 3 aplicando la ecuación de ajuste y cuyos resultados se exponen en el Anexo 28.

$$C_p = C_{\infty}^* + (C_o - C_{\infty}^*) \exp\left(-\frac{t}{\tau_p}\right)$$

Donde: C_{∞}^* = Concentración de oxígeno disuelto en el infinito

C_o = Concentración inicial de oxígeno disuelto

τ_p = Constante de tiempo del sensor (s) promedio

Ecuación : $C_p = (C_o - (b-a) \cdot \exp(-x/\tau_p))$

$$C_{\infty}^* = 21,76$$

$$C_o = 84,89$$

$$\tau_p = 0,79$$

Error Estándar : 0,30

Coefficiente de Correlación: 9.991

1.00	6.00
2.00	18.10
3.00	20.30
4.00	21.40
5.00	21.80
6.00	21.90
7.00	21.90

ECUACIÓN MODELO ASCE PARA CORRIDAS EN AGUA LIMPIA

Realizamos regresión no lineal con el software Curve Expert 2.4 para cada una de las corridas presentadas en el Anexo 5 aplicando la ecuación de ajuste, se reportan en el cuadro 13

$$C = C_{\infty}^* + (C_o - C_{\infty}^*) \exp(-K_L a t)$$

Donde: C_{∞}^* = Concentración de oxígeno disuelto en el infinito

C_o = Concentración inicial de oxígeno disuelto

$K_L a$ = Coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno disuelto en agua limpia a temperatura T, h^{-1}

t = tiempo de aireación

DETERMINACIÓN DE LA PRESIÓN DE VAPOR

Como ejemplo para los datos del Anexo 4 de temperatura para corridas en agua limpia y 15°C para aguas contaminadas, aplicamos la ecuación de Antoine con los coeficientes de: (POLING & PRAUSNITZ, 2001) :

$$\text{Log} (P_{vT}) = A' (B / (T + C))$$

$$P_{vT} = 1 \times 10^5 \cdot 10 \exp\left(5,11564 - \frac{1687,537}{230,170 + T}\right)$$

$$P_{vT} = 1 \times 10^5 \cdot 10 \exp\left(5,11564 - \frac{1687,537}{230,170+15}\right) = 1708.09 \text{ Pa}$$

Donde:

P_{vT} = Presión de vapor en pascales

T = Temperatura en °C

A,B y C = Constantes de Antoine para el agua entre 0°C a 100°C

Para las demás corridas se procede de manera similar, y presentando los resultados en el Anexo 11.

CONCENTRACIÓN DE SATURACIÓN A PROFUNDIDAD MEDIA DE LÍQUIDO

Empleando la Ecuación:

$$C_B^* = C_S^* \frac{\left(P_s + \rho \cdot g \cdot \frac{Z_s}{2} - P_{vT}\right)}{(P_s - P_{vT})}$$

Donde:

C_B^* =Concentración de saturación a profundidad media del líquido en mg/L

C_S^* = Concentración de saturación en la superficie del líquido en mg/L

P_s = Presión en la superficie del liquido en Pa

ρ = Densidad del liquido en kg/m³ .

g = Aceleración de la gravedad en m/s².

Z_s = Profundidad del difusor en m

P_{vT} = Presión de vapor en Pa

Para los ensayos:

ρ = 998 kg/m³ (Anexo 1, columna 2, fila 6

g = 9,81 m/s²

Z_s = 0,355 m (Anexo 2, columna 3, fila 6)

C_S^* = 7,58 mg/L

$$P_S = 64794 \text{ Pa}$$

$$P_{VT} = 870,61 \text{ Pa}$$

Ejemplo para la corrida N° 02 del Anexo 11, Sustituyendo en la ecuación anterior:

$$C_B^* = 7,58 \cdot \frac{(64794 + 998 \cdot 9,81 \frac{0,355}{2} - 870,61)}{(64794 - 870,61)} = 7,79 \text{ mg/L}$$

Se procede de manera semejante con los resultados del Anexo 11. Y para las corridas con contaminantes utilizamos el Anexo 6

COEFICIENTE VOLUMETRIO $K_{LS}a_S$

$$K_{LS}a_S = \frac{C_B^* - C_\infty^*}{C_B^* - C_S^*} \cdot K_L a$$

Para la segunda corrida en agua limpia:

$$K_L a = 0,0725 \text{ h}^{-1} \times 60 \text{ min} = 4,35 \text{ (cuadro 13)}$$

$$C_\infty^* = 7,66 \text{ mg/L (cuadro 13)}$$

$$C_S^* = 7,58 \text{ mg/L (Anexo 11)}$$

$$C_B^* = 7,79 \text{ mg/L (Anexo 11)}$$

$$K_{LS}a_S = \frac{7,79 - 7,66}{7,79 - 7,58} \cdot 0,0725 = 0,044 \text{ h}^{-1}$$

Los resultados se reportan en el Anexo 29, y de manera semejante para las corridas de aguas contaminadas, en uso de la información del Anexo 31 y los resultados reportados en el cuadro 15

COEFICIENTE VOLUMETRICO $K_{LB}a_B$

$$K_{LB}a_B = \frac{C_\infty^* - C_S^*}{C_B^* - C_S^*} \cdot K_L a$$

Para la primera corrida en agua limpia:

$$K_L a = 0,0725 \text{ h}^{-1}$$

$$C_\infty^* = 7,66 \text{ mg/L}$$

$$C_S^* = 7,58 \text{ mg/L}$$

$$C_B^* = 7,79 \text{ mg/L}$$

$$K_{LS}a_S = \frac{7,66 - 7,58}{7,79 - 7,58} \cdot 0,0725 = 0,028 \text{ h}^{-1}$$

Los resultados se reportan en el Anexo 29, y de manera semejante para las corridas de aguas contaminadas, en uso de la información del Anexo 31 y los resultados reportados en el cuadro 15

Correlación de Coeficientes Volumétricos Flujo-Temperatura

A través de una regresión no lineal en Software Polymath 5.0 en uso de la ecuación de ajuste:

$$K_L a = k_1 \cdot Q^{k_2} \cdot \theta^{T-20}$$

Con k_1 , k_2 y θ como parámetros de ajuste. Para la estimación del coeficiente de correlación, error estándar y error estándar de la estimación. Cuyos resultados se presentan en el cuadro 14 y desarrollado por software en Figura 16a y 16b

Estimación para el modelo de $K_L a$

A partir de datos de flujo y temperatura en las columnas 1 y 2 del cuadro 32 y de los parámetros k del cuadro 14 en la ecuación anterior de Correlación de Coeficientes Volumétricos Flujo-Temperatura como ejemplo en la corrida 01 para la estimación de $K_{LS} a_S$ en 64 iteraciones

$$K_{LS} a_S = 0.069 \cdot 1^{0.56} \cdot 1.019^{5.2-20} = 0,05 \text{ h}^{-1}$$

Resultados reportados en el cuadro 29

Diferencias de $K_L a$

$$\text{Diferencia} = K_{L a_{\text{experimental}}} - K_{L a_{\text{calculado}}}$$

Con los datos del cuadro 32 y cuadro 29 para la primera corrida en la ecuación anterior:

$$\text{Diferencia} = 0,052 - 0,0051 = 0,0471 \text{ mg/L}$$

Se procede de la misma manera para los demás datos y los resultados están en el cuadro 29

Determinación de parámetros modelo ASCE Para las corridas de agua contaminada

a través de una regresión no lineal en el software CurveExpert 2.4 para los datos de las corridas en el cuadro 24, usamos la ecuación de ajuste siguiente:

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

Donde: $K_L a$, C_{∞}^* , C_0 son parámetros de ajuste, y cuyos resultados, con su error estándar, y error estándar de la estimación, y el coeficiente de correlación se muestran en el cuadro 33

Determinación del Factor alfa para aguas con contaminantes.

Con los datos de los coeficientes volumétricos de transferencia de masa de oxígeno en agua con contaminantes del cuadro 15 y a su vez de agua limpia a 10,40°C y 3,0 L/min se calcula de la siguiente manera:

$$\alpha = \frac{K_L a \text{ contaminantes}}{K_L a \text{ limpio}}$$

Para la corrida 13, sustituimos en la ecuación anterior: cuadro 15 (3ra fila, 5ta columna)/(2da fila,5ta columna)

$$\alpha = \frac{0,075}{0,093} = 0,805$$

Los demás cálculos son de manera semejante y se reporta en el cuadro 20

Coefficiente de correlación alfa con la concentración de contaminantes

Se realiza una regresión no lineal sobre los datos del cuadro 15 en la ecuación de ajuste:

$$\alpha = (1 - k_3 - k_4 \cdot CN) \cdot e^{k_5 \cdot CN} + k_3$$

Donde:

k_3 , k_4 , y k_5 son parámetros de ajuste y cuyos resultados se muestran en el cuadro 21

Estimación del coeficiente α para el modelo con contaminante

Utilizamos datos de concentración de contaminantes, columnas 1, 2 y 3 del Cuadro 15, y los parámetros k del Cuadro 16 en la ecuación anterior (C.14). Para el caso de la corrida #17 estimaremos el valor del α_s , sustituidos en la ecuación:

$$\alpha_s = (1 - 0,910 - k_4 \cdot CN) \cdot e^{k_5 \cdot CN} + k_3$$

Anexo 35. Registro de Datos de Campo

Nombre : TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL – LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN “EL ESPINAR” PUNO			
AFLUENTE			
Denominación del punto de monitoreo: A-1			
Fecha	Hora	OD	Temperatura
06/04/2015	3:35 pm	0,03	16°C
29/04/2015	4:42 pm	0,03	17°C
26/05/2016	3:27 pm	0,08	14°C
23/06/2016	4:30 pm	0,11	14°C
27/07/2016	3:25 pm	0,08	13°C
28/08/2016	5:14 pm	0,10	14°C
27/09/2016	4:15 pm	0,10	13°C
26/10/2016	3:43 pm	0,10	13°C
30/11/2016	4:32 pm	0,09	13°C
23/12/2016	4:56 pm	0,08	14°C
03/01/2016	5:10 pm	0,02	16°C
02/02/2016	5: 37 pm	0,04	17°C
Eventuales observaciones al punto de monitoreo		Las muestras corresponden a muestreo simple y analizadas in situ a 30 cm de profundidad	
Características del agua residual		Gris de olor fétido	
Nombre: TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL – LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN “EL ESPINAR” PUNO			
EFLUENTE			
Denominación del punto de monitoreo: E-1			
Fecha	Hora	OD	Temperatura
06/04/2015	3:45 pm	0,89	17°C
29/04/2015	4:52 pm	1,01	14°C
26/05/2016	3:37 pm	1,13	14°C
23/06/2016	4:40 pm	0,96	14°C
27/07/2016	3:35 pm	1,11	13°C
28/08/2016	5:24 pm	1,02	14°C
27/09/2016	4:25 pm	1,03	14°C
26/10/2016	3:53 pm	1,23	15°C
30/11/2016	4:42 pm	1,00	16°C
23/12/2016	5:06 pm	1,02	17°C
03/01/2016	5:20 pm	1,00	17°C
02/02/2016	5: 47 pm	0,92	17°C
Eventuales observaciones al punto de monitoreo		Las muestras corresponden a muestreo simple y analizadas in situ a 30 cm de profundidad	
Características del agua residual		Gris oscuro de olor fétido	

Anexo 36. Identificación de Puntos de Monitoreo

Nombre de EPS/Municipio: EMPRESA MUNICIPAL DE SANEAMIENTO BÁSICO			
Nombre: TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL – LAGUNA DE			
Ubicación: ESPINAR PUNO			
Localidad:	Distrito:	Provincia:	Departamento:
Puno	Puno	Puno	Puno
IDENTIFICACION DE PUNTOS DE MONITOREO			
AFLUENTE			
Denominación del punto de muestreo (afluente)	A-1		
COORDENADAS U.T.M. (WGS84)			
Norte	Este	Zona UTM	Altitud
8247145m	393178m		3812
CAUDAL DE OPERACION (promedio diario)		Método de medición Instrumental – Metodo	
EFLUENTE			
Denominación del punto de muestreo (efluente)	E-1		
COORDENADAS U.T.M. (WGS84)			
Norte	Este	Zona UTM	Altitud
8247091m	393107m		3812
CAUDAL DE OPERACION (promedio diario)		Método de medición Instrumental – Metodo	
Datos del GPS (marca, modelo, numero de serie, precision del equipo)			
TracerDO PockeTester 1761 Code DO600-EL PO Box 329 • Chestertown • Maryland • 21620 • USA			

Anexo 37. Validación del Método

Sumario y Aplicaciones

a) El método de análisis instrumental (OAA, 2003) en esta investigación es de determinación por electrodo de membrana es recomendado para muestras que contengan sustancias tales como sulfito, tiosulfato, politionato, mercaptanos, cloro libre o hipoclorito, sustancias orgánicas fácilmente oxidables en medio alcalino, yodo libre, color o turbidez intensos y agregados biológicos (MINAM, 2008), que interfieren con la determinación del OD por el método Winkler y sus modificaciones. Igualmente es recomendado en las pruebas de la DBO para realizar mediciones del OD no destructivas de la muestra. (SHA, 2007)

b) El método electrométrico se basa en la tasa de difusión del oxígeno molecular a través de una membrana plástica permeable al oxígeno, que recubre el elemento sensible de un electrodo y actúa a la vez como una barrera de difusión contra muchas impurezas que interfieren en los otros métodos para la determinación del OD. Bajo condiciones regulares, la “corriente de difusión” es lineal y directamente proporcional a la concentración del OD. (Rodier, 1981)

c) En el Laboratorio del de Control de calidad se aplica este método para analizar muestras de agua superficial, residual doméstica e industrial, usando el medidor de oxígeno TRACER, aplicando el método recomendado en el Standard Methods (WPC, 1995). El equipo proporciona un rango de medida de 0.0 a 19.99 mg/L de O.D y de 0.0 a 199.9 % de saturación de aire. La precisión es de $\pm 0.1\%$ del valor de saturación más una cifra significativa para lecturas en mg/L; la resolución es de 0.01 mg/L. (PockeTester, 2013)

d) El medidor de OD TRACER es un instrumento basado en un microprocesador designado para medidas en campo y en laboratorio del oxígeno disuelto. Los electrodos YSI de O.D usan protectores de membrana, sensores polarográficos tipo Clarck con termistores hechos para medida y compensación de temperatura. Una membrana permeable delgada, extendida sobre el sensor permeable al oxígeno cubre una celda electrolítica consistiendo de un cátodo de oro y un ánodo de plata, elementos del sensor aislantes del medio ambiente, excepto el oxígeno y ciertos gases permitidos a entrar. Cuando un voltaje polarizado es aplicado a través del sensor, el oxígeno se difunde a través de la membrana a una rata proporcional a la diferencia de

presión a través de ella. Puesto que el oxígeno es rápidamente consumido por el cátodo puede ser asumido que la presión interna del oxígeno en la membrana es cero. Por esto, la cantidad de oxígeno difuso a través de la membrana es proporcional a la presión absoluta del oxígeno por fuera de la membrana. Si la presión del oxígeno se incrementa, más oxígeno pasa o se difunde a través de la membrana y más corriente fluye a través del sensor (Sawyer & McCarty, 1996). Una presión más baja resulta en menor corriente

2.5 LIMITACIONES E INTERFERENCIAS

1. El uso prolongado de electrodos de membrana en aguas que contienen gases como el sulfuro de hidrógeno (H_2S), tiende a disminuir la sensibilidad de la celda, interfiere si el potencial aplicado es mayor que el potencial de onda media del ión sulfuro; si el potencial aplicado es menor, no ocurre la reacción interferente, pero puede tener lugar un recubrimiento del ánodo con el sulfuro del metal anódico. Esta interferencia se elimina mediante el cambio y la calibración frecuente del electrodo.

2. Las sales inorgánicas disueltas afectan el funcionamiento de las sondas para OD. Las membranas responden a la presión parcial del oxígeno, la cual es a la vez función de la salinidad de la muestra. A partir de los datos de saturación de OD contra salinidad, se pueden calcular factores de conversión para aguas marinas y salinas; los factores para sales específicas deben desarrollarse experimentalmente. Las variaciones amplias en el tipo y concentración de sales en las muestras puede dificultar el uso de sondas con electrodo de membrana. Sulfuro de hidrógeno, dióxido de azufre, halógenos, monóxido de carbono, cloruros, óxido nítrico y óxido nitroso pueden causar en el electrodo que den lecturas erróneas.

3. Los gases reactivos como el cloro interfieren con el desempeño del electrodo, por ejemplo, el cloro despolariza el cátodo y origina una salida de la señal mayor al valor esperado. Las exposiciones prolongadas al cloro pueden cubrir el ánodo con el cloruro del metal anódico y desensibilizar la sonda; las muestras alcalinas libres de cloro no causan interferencias. 3.4 Para conocer los efectos de la temperatura y salinidad en la respuesta del electrodo y sus

respectivas correcciones, consulte el Manual de Instrucciones del Medidor de Oxígeno YSI y Standard Methods.

Una forma de establecer el análisis, es a través de la validación del método, el cual se vea refrendado a través del método analítico normado con su similar al método instrumental, para lo cual se considera los siguientes aspectos (Franz, 2016):

En el desarrollo del análisis se utilizó de manera obligatoria los siguientes implementos de seguridad: bata, guantes, gafas protectoras, cumpliendo con las normas de higiene y seguridad normado.

Límite de Detección del Método: no aplica. La lectura en este método es de 0.0 mg O₂/L

Rango de lectura: 0.0 a 19.99 mg O₂/L

0.0 a 199.9% de saturación de aire

La precisión del Oxímetro Marca Tracer obtenida (Anexo 09) para agua de ensayo a diferentes flujos está cercana al valor reportado en el protocolo de 0,05 mg/L, lo cual indica que el método presenta buena precisión y exactitud con respecto a la titulación y volumen de alícuota recolectada y la preparación de reactivos.

La exactitud expresada como límite de confianza del 95% se acerca bastante a la reportada en el protocolo de +/- 0.1 mg/L y a la reportada por el fabricante que es de +/- 0.02 mg/L.

El porcentaje de error para agua destilada se encuentra por debajo del 10% aceptado, obteniéndose valores negativos debido a que los valores obtenidos experimentalmente son siempre menores que el valor teórico. El Oxímetro TRACER tuvo un porcentaje de error negativo grande, por debajo de -10% en su electrodo de membrana y se calibra al aire ó aire-agua saturado.

2.6 TOMA Y PRESERVACIÓN DE MUESTRAS

Se realiza el muestreo de acuerdo a lo establecido en la Norma Peruana OS.090 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, OEFA (anexo B-5): Procedimiento, Toma y preservación de muestras. Las muestras deben ser analizadas inmediatamente se toman.

Si el muestreo es integral, tan pronto se ha integrado la muestra sumerja la botella winkler de 300 ml de capacidad y llene la botella hasta rebosar aproximadamente 10 segundos sin permitir la entrada de aire atmosférico, no agite, tape inmediatamente para evitar la formación de burbujas, analice inmediatamente.

Si el muestreo es puntual o sencillo, emplee un muestreador tipo Kemmerer. Deje salir la muestra del fondo del muestreador a través de un tubo que llega hasta el fondo de la botella para winkler de 300 ml de capacidad. Llene la botella y déjela rebosar aproximadamente 10 segundos; prevenir la turbulencia y la entrada de aire atmosférico durante el llenado, no agite, tape inmediatamente para evitar la formación de burbujas, analice inmediatamente. (Garay, 1993)

Si la muestra va a ser destinada para el análisis de DBO, tome la muestra de acuerdo a lo establecido en el procedimiento de análisis del NTP0087 DBO Método Incubación Electrométrico.

APARATOS, REACTIVOS Y MATERIALES

⇒ Aparatos

Medidor de oxígeno disuelto marca Tracer Pocke Tester (Trazador Analítico Manual) Modelo 1761 con electrodo de membrana

⇒ Reactivos

Sulfito de sodio anhidro G.R para la calibración cero.

Agua destilada y desionizada

Cloruro de potasio R.A

Solución de amoniaco al 3% para limpiar el electrodo de plata

⇒ Materiales

Botellas winkler de 250 ó 300 ml de capacidad

2.7 PROCEDIMIENTO

Lavado de material

Para el lavado de las botellas Winkler aplicar TP0125 Procedimiento para Lavado de material de vidrio.

Tratamiento previo de los electrodos

Aplique el procedimiento del apartado 10 de manejo del oxímetro que se encuentra en el Manual Oxímetro TRACER POCKE TESTER Modelo 1761. Tener cuidado en el cambio de membrana para evitar la contaminación del elemento sensor y la retención de diminutas burbujas de aire bajo la membrana, factores que pueden disminuir la respuesta y aumentar la corriente residual. Después de estar listo el electrodo para su uso, configurar el equipo de acuerdo a las indicaciones del manual de instrucciones.

Calibración.

Siga exactamente el procedimiento de calibración dado por el fabricante para garantizar la precisión y la exactitud, que se encuentra en el Manual Oxímetro TRACER POCKE TESTER Modelo 1761

El equipo tiene tres formas de calibración a saber: calibración en aire; calibración aire – agua saturada y calibración por titulación winkler.

Normalmente se calibra con aire - agua saturada para lo cual se satura agua con aire proveniente de una bomba de acuario o por agitación en una botella winkler, preferiblemente use la muestra que se va a analizar en reemplazo del agua; y siga el procedimiento descrito para calibración en aire – agua saturada del Manual de Instrucciones del Oxímetro. Cuando se realiza DBO se calibra con el agua de dilución. Para ajustar el valor correcto de presión barométrica en el laboratorio se introduce 73% de acuerdo a la altitud, valor que se encuentra en el anexo del manual original. Para corroborar que el equipo quedó bien calibrado se toman dos muestras, a una se le hace OD por winkler y la otra se lee como muestra en el oxímetro y los valores en mg/L de OD deben ser iguales o similares con una desviación de +/-0.02 mg/L.