



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

IZTAPALAPA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

**TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES CON LODOS AEROBIOS
GRANULARES EN REACTORES DE LOTE SECUENCIADO**

TESIS QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN BIOTECNOLOGÍA

P R E S E N T A

M.I. ULISES ROJAS ZAMORA

COMITÉ TUTORAL

Director: DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

Asesores: DRA. MARÍA DEL CARMEN FAJARDO ORTIZ

DR. IVÁN MORENO ANDRADE

2018

El H. Jurado designado por la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, aprobó la tesis

Tratamiento de aguas grises con lodos aerobios granulares en reactores de lote secuenciado

Que presentó el alumno

Ulises Rojas Zamora

Comité tutorial

Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo
Director, UAM-Iztapalapa

Dra. María del Carmen Fajardo Ortiz
Asesora, UAM-Iztapalapa

Dr. Iván Moreno Andrade
Asesor, UNAM-LIPATA

Jurado

Dr. Héctor Mario Poggi-Varaldo
Presidente, IPN-CINVESTAV

Dra. María del Carmen Fajardo Ortiz
Secretaria, UAM-Iztapalapa

Dr. Iván Moreno Andrade
Vocal, UNAM-LIPATA

Dra. Rosalinda Campuzano Ángeles
Vocal, UAM-Iztapalapa

El presente trabajo de tesis se desarrolló en el Laboratorio de Tratamiento de Aguas Residuales y Microbiología Ambiental W-106, del Grupo de Ciencia y Tecnología Ambiental de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. Fue financiado por medio de la beca número 303694, otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

El Doctorado en Biotecnología de la Universidad Autónoma Metropolitana está incorporado en el Programa Nacional de Posgrados de Calidad del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, con el número de referencia 001466.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Germán Rojas y Jovita Zamora, por ser mi guía y darme su apoyo en cada una de las etapas de mi vida. Por el esfuerzo invaluable que implicó recolectar las muestras de agua para el desarrollo de este proyecto.

A mis hermanos María Elena, Alberto, Elizabeth y Nancy Rojas, por su apoyo, sus consejos y sus preocupaciones. A mis sobrinos Joel, Leonardo, Nadia, Julián, Claudia, Camila y Diego; deseo que este trabajo sea una guía para su futuro desarrollo profesional.

A Dalila Castillo, por su amor y apoyo incondicional. Por su ayuda invaluable y su comprensión durante los periodos de estrés y trabajo intenso de esta etapa.

Al Dr. Oscar Monroy y a la Dra. Carmen Fajardo por hacerme entender la forma de desarrollar un proyecto de este tipo. Por su generosa forma de apoyarme como su alumno y compartirme su conocimiento. Este trabajo es todo gracias a ustedes.

Al Dr. Iván Moreno, por sus valiosos consejos y recomendaciones que permitieron enriquecer el proyecto.

A mis compañeros del laboratorio W-106, en especial a la Dra. Florina Ramírez por la ayuda durante la etapa experimental del proyecto.

A la Dra. Mónica Meraz, por sus importantes consejos y por el apoyo durante el desarrollo de mis estudios de posgrado.

A mis amigos Eliu Hidalgo, Víctor Jiménez, Alfredo González, Yazmín López, Jonathan Vargas, Marisol Vázquez, Carlos Xinastle, Marco Turcio, Rosalinda Tafolla, Erika González, Yadira Sandoval, Nayeli Cabrera, Pilar Villaseñor y Mayra Rosado. Por compartirme siempre sus sentimientos y sus ideas de la forma más auténtica.

A mis amigos los masters, Flor López, Anabel Zamora, Julio de Regil, Rubí Sánchez, Miriam Venegas, Beatriz Casasola, Candy Manjarrez. Muchas gracias por ser tan grandes personas y mantenerse conmigo durante esta etapa.

Al Grupo Multidisciplinario Integral (GMI SC) por brindar parte de los recursos necesarios para el desarrollo del presente trabajo de tesis, a través del proyecto Sistema modular sustentable para tratamiento y reúso de agua residual urbana, financiado por la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Ciudad de México (número de convenio: SECITI/082/2017).

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 Justificación	3
1.2 Objetivo general	5
2. ANTECEDENTES	7
2.1 Características de las aguas grises.....	7
2.1.1 Generación de aguas grises (AG)	7
2.1.2 Composición de las aguas grises	8
2.2 Tratamiento de las aguas grises	12
2.3 Lodos aerobios granulares (LAeG)	14
2.3.1 Propiedades estructurales de los LAeG	15
2.3.2 Dinámica poblacional en sistemas granulares aerobios	17
2.4 Proceso de granulación	18
2.4.1 Variables que determinan el proceso de granulación	19
2.5 Mecanismo de granulación.....	22
2.6 Crecimiento de organismos filamentosos en LAeG	23
2.6.1 Efecto del TRS, concentración de sustrato y periodos de ayuno	24
2.6.2 Concentración de oxígeno disuelto (OD)	24
2.6.3 Micro-gradientes de concentración y composición del sustrato	24
2.7 Hipótesis.....	27
3. MATERIALES Y MÉTODOS	28
3.1 Balance, muestreo y caracterización de las aguas grises usadas en el estudio ..	28
3.1.1 Balance de aguas grises	28
3.1.2 Muestreo y caracterización	29
3.2 Operación de dos SBR para el cultivo de lodos aerobios granulares (LAeG)...	29
3.2.1 Sistemas de tratamiento	29

3.2.2	Alimentación e inóculo.....	31
3.3	Determinación de parámetros cinéticos en LAeG	32
3.3.1	Evaluación de las constantes de velocidad de degradación y actividad de biomasa ...	32
3.3.2	Evaluación de los parámetros cinéticos ($\mu_{\max}$ y K_s) de los gránulos aerobios cultivados con medio sintético y aguas grises	32
3.3.3	Determinación del coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno	33
3.4	Efecto de la composición de las aguas grises sobre la estructura y actividad de los LAeG	34
3.5	Efecto del tiempo de aireación sobre los LAeG.....	34
3.5.1	Diseño de los ciclos de operación de un SBR granular	35
3.5.2	Efecto del tiempo de aireación sobre las propiedades físicas, cinéticas y morfología de los LAeG	37
3.6	Análisis de la calidad de los efluentes para su posible reutilización.....	39
3.7	Métodos analíticos.....	39
4.	RESULTADOS	41
4.1	Estudio de generación y composición de las aguas grises generadas en la Ciudad de México	41
4.1.1	Generación de aguas grises en casas habitación	41
4.1.2	Caracterización de las aguas grises.....	42
4.2	Cultivo de lodos granulares en aguas grises y medio sintético	45
4.2.1	Desempeño de los sistemas.....	45
4.2.2	Proceso de granulación	46
4.2.3	Efecto de la carga orgánica específica (B_x) en el proceso de granulación	51
4.2.4	Determinación de los parámetros cinéticos de la biomasa granular	55
4.2.5	Análisis de remoción de contaminantes.....	57
4.2.6	Efecto de los sólidos suspendidos sobre la calidad del efluente	59

4.3 Efecto de la composición de las aguas grises sobre la estructura y actividad de los LAeG	62
4.3.1 Pruebas de inhibición.....	62
4.3.2 Efecto de las aguas grises sobre las propiedades de los LAeG.....	63
4.4 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre los SBR de lodos granulares	67
4.4.1 Análisis del consumo de sustrato durante la etapa de aireación en los SBR	67
4.4.2 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre las propiedades físicas de los LAeG	68
4.4.3 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre la morfología de los LAeG..	70
4.4.4 Propiedades cinéticas y composición de la biomasa.....	74
4.4.5 Desempeño de los sistemas de tratamiento.....	77
4.4.6 Análisis del efecto de la disminución de los periodos de ayuno sobre las propiedades de los LAeG	80
4.5 Análisis de la calidad de los efluentes para su posible reutilización.....	82
5. CONCLUSIONES	85
6 REFERENCIAS	86
ANEXO 1	97
Estudio de consumo de agua en servicios domésticos	97
ANEXO 2	107
Determinación de la q_{O_2} para inhibición	107
ANEXO 3	108
Determinación del coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno	108
ANEXO 4	110
Resultados de los análisis cinéticos realizados en rAG y rMs.....	110

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Generación <i>per cápita</i> de aguas grises ($L\ p^{-1}\ d^{-1}$).	7
Tabla 2.2	Generación <i>per cápita</i> de contaminantes en las aguas grises ($g\ p^{-1}\ d^{-1}$).	8
Tabla 2.3	Composición de las corrientes de aguas grises.	10
Tabla 2.4	Composición de aguas grises de acuerdo al nivel de ingreso de distintos países.	11
Tabla 2.5	Tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas grises.	13
Tabla 2.6	Identificación de poblaciones microbianas en lodos aerobios granulares.	18
Tabla 2.7	Condiciones de operación en SBR para el cultivo de lodos aerobios granulares.	19
Tabla 3.1	Características generales de las viviendas encuestadas.	29
Tabla 3.2	Concentración de contaminantes en los influentes.	31
Tabla 3.3	Parámetros evaluados durante la fase experimental.	39
Tabla 4.1	Consumo <i>per cápita</i> de agua potable por servicio ($L\ p^{-1}\ d^{-1}$).	41
Tabla 4.2	Composición promedio de las diferentes corrientes de aguas grises.	44
Tabla 4.3	Generación <i>per cápita</i> de contaminantes en aguas grises.	45
Tabla 4.4	Propiedades físicas de la biomasa en rMS y rAG en diferentes días de operación del periodo III.	49
Tabla 4.5	Parámetros cinéticos de la biomasa granular cultivada con diferentes sustratos.	57
Tabla 4.6	Eficiencia de remoción durante la etapa de operación estable (Periodo III; n=45).	58
Tabla 4.7	Mezclas de agua gris y medio sintético preparadas en las pruebas de inhibición.	62
Tabla 4.8	Condiciones de operación de los SBR.	67
Tabla 4.9	Propiedades de los LAeG en los diferentes periodos experimentales.	77
Tabla 4.10	Eficiencias de remoción en los diferentes periodos de operación (n=56).	78
Tabla 4.11	Estándares de reuso de agua tratada en diferentes países (adaptado de Li <i>et al.</i> (2009)).	83
Tabla 4.12	Promedio de contaminantes en los efluentes de R1 durante el Periodo I.	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Representación esquemática de un gránulo cultivado en un sistema EBPR (a), y de otro cultivado en un proceso CANON (b) (adaptado de Winkler et al. (2013)).	16
Figura 2.2	Perfiles de degradación de DQO que muestran la existencia de dos periodos: uno de degradación de sustrato biodegradable (I) y un segundo periodo de ayuno (II) durante la etapa de aireación en un SBR (adaptada de Sheng <i>et al.</i> (2010)).	21
Figura 2.3	Mecanismos de granulación. a) Modelo propuesto por Li <i>et al.</i> (2006). b) Modelo propuesto por Liu y Tay (2015).	23
Figura 2.4	Formación de estructuras granulares filamentosas alimentados con aguas residuales.	25
Figura 2.5	Efecto del modo de alimentación y de la composición del influente en la morfología y estructura de la biomasa granular, adaptado de Pronk <i>et al.</i> (2015).	26
Figura 3.1	Diagrama de actividades con base en los objetivos planteados.	28
Figura 3.2	Esquema general de los SBR para el cultivo de LAeG (a) y presentación durante la operación de rMS (izquierda) y rAG (derecha) (b).	30
Figura 3.3	Monitoreo de la concentración de oxígeno mediante el método “Gas in-Gas out” (adaptada de Bandyopadhyay y Humphrey, 1967).	34
Figura 3.4	Fracciones de volumen formadas durante la sedimentación de LAeG.	36
Figura 3.5	Estrategia de reducción en el tiempo de aireación en R1 (♦) y R2 (◆).	38
Figura 3.6	Diagrama esquemático del sistema de tratamiento.	38
Figura 4.1	Contribución por corriente a la producción total de aguas grises.	42
Figura 4.2	Almacenamiento de las aguas grises de: a) lavamanos, b) aguas de cocina, c) regadera, d) lavadora.	43
Figura 4.3	Comportamiento de rMS (a) y rAG (b) con respecto a la DQOt del influente (●), DQO al inicio del ciclo (x), y la DQOp (○) y DQOs (▲) de los efluentes.	46
Figura 4.4	Evolución en el IVL (●) y ZSV (x) de la biomasa en rMS (a) y rAG (b).	47
Figura 4.5	Morfología de la biomasa granular en rMS y rAG en diferentes días de operación.	48
Figura 4.6	Distribución de tamaño de partícula de los biomasa granular de rMS (■) y rAG (■) en los días 139 a) y 239 b) del período III.	48
Figura 4.7	Perfiles de degradación de DQOs en un ciclo de operación en rMS (●) (día 33) y rAG (▲) (día 221)	51

Figura 4.8	Correlación entre Bx y X en la operación de rMS (●) y rAG (▲).	52
Figura 4.9	Efecto de la Bx sobre el IVL de los LAeG de rMS (●) y rAG (▲).	54
Figura 4.10	Efecto de Bx sobre la eficiencia de remoción de DQO (η) de rMS (●) y rAG (▲).	54
Figura 4.11	Correlación entre la carga orgánica específica (Bx) y la tasa específica de consume de sustrato (q_s) para rMS (●) and rAG (▲) (a). Representación gráfica por el método de Lineweaver-Burk en rMS (●) $1/\mu = 1.079*1/S + 4.632$ y rAG (▲) $1/\mu = 1.241*1/S + 8.744$ (b).	56
Figura 4.12	Contenido de sólidos en el influente (●) y efluente (▲) de rMS (a) y rAG (b) y eficiencia de remoción de sólidos en rAG (■).	60
Figura 4.13	Efecto de la carga orgánica específica particulada sobre el contenido de SST en los efluentes de rAG.	61
Figura 4.14	Efecto de la proporción de aguas grises sobre la actividad de respiración de los LAeG cultivados en medio sintético.	63
Figura 4.15	Cambio con respecto al tiempo en el IVL (●) y la ZSV (X) de los LAeG (a). Cambio con respecto al tiempo del coeficiente de desintegración (▲) y la concentración de sólidos en el gránulo (◆) (b)	64
Figura 4.16	Cambio en la concentración de biomasa dentro del reactor (●) y en su actividad respiratoria (q_{O_2}) (◆).	65
Figura 4.17	Cambio en la morfología de la biomasa con respecto al tiempo de operación.	66
Figura 4.18	Perfiles de consumo de DQOs (●) y de la q_{O_2} (◆) durante el Periodo I de R1.	68
Figura 4.19	Cambio en la COV debido a los distintos t_{ae} aplicados en R1 (◆) y R2 (◆).	66
Figura 4.20	Análisis del IVL (◆) y K_g (●) en las diferentes etapas de R1 (a) y R2 (b).	69
Figura 4.21	Morfología y distribución de tamaño de la biomasa granular de R1 en PI (d30, a), PII (d68, b), PIII (d105, d), PIV (d140, f) y en R2 en PII (d68,c; d105,e; d140, g).	72
Figura 4.22	Morfología de la biomasa granular estable en el periodo I (a-d) y de biomasa granular filamentosa en el periodo II (d 62) en R1 (g y h) y R2 (e y f).	73
Figura 4.23	Contenido de TB-EPS (■) y NB-EPS (■) y relación PN/PS en los LAeG en los diferentes periodos de experimentación de R1 a) y R2 b).	75
Figura 4.24	Contenido de DQOt en el influente S_0 (●), al inicio de la etapa de aireación (S_i) en R1 (X) y R2 (X) y en los efluentes de R1 (▲) y R2 (▲).	79
Figura 4.25	Contenido de SST en el influente S_0 (●) y efluentes de R1 (▲) y R2 (▲).	80

NOMENCLATURA

α	Coeficiente de intercambio
Bx	Carga orgánica específica
COv	Carga orgánica volumétrica
$\delta\%$	Coeficiente de desintegración de la biomasa granular
DQO	Demanda química de oxígeno
η	Eficiencia de remoción de contaminantes
IVL	Índice volumétrico de lodos
κg	Concentración de sólidos en el gránulo
k_{La}	Coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno
K_s	Constante de afinidad de Monod
LAeG	Lodos aerobios granulares
μ_{max}	Constante de velocidad máxima de crecimiento
N-NH₄⁺	Concentración de nitrógeno amoniacal
NB-EPS	Sustancias poliméricas extracelulares firmemente unidas a la estructura granular
P-PO₄³⁻	Concentración de ortofosfatos
PN/PS	Relación entre sustancias poliméricas extracelulares de origen proteínico y de carbohidratos
qs	Tasa específica de consumo de sustrato
qO₂	Tasa específica de consumo de oxígeno
rAG	Reactor alimentado con aguas grises
rMS	Reactor alimentado con medio sintético
S₀	Concentración de materia orgánica en el influente
S_i	Concentración de materia orgánica al inicio de la etapa de aireación
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TB-EPS	Sustancias poliméricas extracelulares no unidas a la estructura granular
V	Volumen de la cama de lodos granulares sedimentada
V0	volumen que se alimenta al reactor durante la etapa de llenado
VT	Volumen de operación
X	Concentración de biomasa en el reactor con respecto a los sólidos suspendidos volátiles
ZSV	Velocidad de sedimentación de zona

RESUMEN

Los reactores de lote secuenciado (SBR) de lodos aerobios granulares constituyen una tecnología novedosa, con gran potencial de aplicación en el tratamiento de aguas residuales. Se ha demostrado que los SBR son sistemas compactos en los que es posible la eliminación simultánea de materia orgánica y nutrientes, mientras que el lodo granular presenta altos niveles de compactación y sedimentación, junto con la capacidad de resistir compuestos tóxicos y altas cargas orgánicas. Debido a ello, esta tecnología podría ser una opción para el tratamiento descentralizado eficiente de aguas grises, y producir agua tratada para su reutilización *in situ*. La aplicación de esta estrategia permitiría una reducción de la demanda de agua doméstica, por lo que constituye una alternativa importante y valiosa en países con alta escasez de agua potable.

En este trabajo se evaluó el desempeño de un SBR de lodos aerobios granulares para el tratamiento de aguas grises. Se diseñó un experimento para el cultivo de gránulos aerobios utilizando aguas grises como influente, comparando el proceso de transformación de la biomasa con un sistema de referencia, alimentado con un medio sintético con una fuente de carbono altamente biodegradable. Esto permitió determinar el efecto de la compleja composición de las aguas grises sobre la morfología y las propiedades físicas y cinéticas de la biomasa.

Los resultados mostraron que la composición del influente afecta las propiedades de los gránulos. La alimentación con un medio sintético indujo el crecimiento de gránulos con una morfología bien definida y estructura compacta, con un índice volumétrico de lodos (IVL) de 22.4 mL g^{-1} , y una velocidad de sedimentación de zona (ZSV) de 13.1 m h^{-1} ; mientras que la alimentación con aguas grises altamente contaminadas condujo al crecimiento de gránulos con pobres propiedades de sedimentación. Se observó que las propiedades de los gránulos cultivados con aguas grises fueron dependientes de la carga orgánica específica (B_x). Cuando el sistema fue operado a los valores más altos de B_x ($4.4 \text{ kg DQO kgVSS}^{-1} \text{ d}^{-1}$) la biomasa exhibió una morfología filamentosa y las propiedades de sedimentación más bajas (IVL = 165 mL g^{-1} y ZSV = 10 m h^{-1}), sin embargo la reducción en B_x ($2.0 \text{ kg DQO kgVSS}^{-1} \text{ d}^{-1}$) indujo una mejora en las propiedades (IVL = 98 mL g^{-1} y ZSV = 13 m h^{-1}) y morfología, permitiendo la operación estable.

En un segundo experimento se analizó el efecto de la reducción de la duración de la etapa de aireación sobre las propiedades físicas y cinéticas de la biomasa granular. Con la reducción de la etapa de aireación también se acortaron los periodos de ayuno de sustrato, lo cual afectó las propiedades de sedimentación y compactación del lodo granular (25% en el IVL, 15% en la ZSV, 22% en la concentración de biomasa en el gránulo (κg)). Esto llevó a la conclusión de que la existencia de períodos de ayuno es fundamental en el desarrollo de biomasa compacta y estable.

Se considera que la operación con altos valores de B_x y períodos cortos de ayuno de sustrato conduce a la existencia de gradientes de difusión del sustrato, que se producen cuando la hidrólisis del sustrato particulado se lleva a cabo localmente, en la superficie de los gránulos, durante la etapa de reacción aerobia. Esta condición evita la difusión de los productos de hidrólisis a las capas internas de los gránulos, debilitando su estructura y promoviendo la competencia de las bacterias formadoras de flóculos con los microorganismos filamentosos.

ABSTRACT

A novel technology with a great potential on the wastewater treatment field are the sequencing batch reactors (SBR) of aerobic granular sludge. It has been demonstrated that the SBR are compact systems in which it is possible the simultaneous removal of organics and nutrients, whereas the granular sludge presents a high level of compaction and settling velocities, alongside with the ability of resisting toxics and high organic loading rates. Therefore, it is consider that this technology could be an option for the efficient decentralized treatment of greywater and produce treated water for onsite reuse. The application of this strategy would allow a considerable reduction on the domestic water demand, so it is an important and valuable alternative in countries with high water drinking scarcity.

In this work it was evaluated the performance of a SBR of aerobic granular sludge for the treatment of greywater. It was designed an experiment for the cultivation of aerobic granules using greywater as feed, comparing the process of transformation of the biomass with a reference system, fed with a synthetic medium containing a highly biodegradable carbon source. This allowed determining the effect of the complex composition of greywater on the morphology and physical and kinetic properties of the biomass.

The results shown that the feeding composition affects the properties of the aerobic granules. The feeding with a readily biodegradable synthetic media induced the growth of granules with a well-defined morphology and compact structure, with a sludge volume index (SVI) of 22.4 mL g⁻¹, and a zone settling velocity (ZSV) of 13.1 m h⁻¹, whereas the feeding with a highly load polluted greywater led to the growth of granules with poorer sedimentation properties. It was observed that the properties of the granules cultivated using greywater were dependent of the specific organic loading rate applied (B_x). When the system was operated at the highest B_x (4.4 kg COD kgVSS⁻¹ d⁻¹) the biomass exhibited a filamentous morphology and the lowest sedimentation properties (SVI=165 mL g⁻¹ and ZSV=10 m h⁻¹). However the reduction in B_x (2.0 kg COD kgVSS⁻¹ d⁻¹) induced an improvement in the physical properties (SVI=98 mL g⁻¹ and ZSV=13 m h⁻¹) and morphology to support a stable operation.

On a second experiment it was analyzed the effect of the reduction of the aeration stage length on the physical and kinetic properties of the granular biomass. With the reduction of the aeration stage there were also shortened the starvation periods, affecting the granular sludge settling and compaction properties (25 % SVI, 15% ZSV, 22% granule biomass concentration (κg)). This led to the conclusion that the existence of starvation periods is fundamental in the development of compact and stable biomass.

It was thought that the operation with high B_x values and short starvation periods leads to the existence of steep substrate diffusion limitation gradients, which are produced when the hydrolysis of the particulate substrate is carried locally, on the surface of the granules, during the aerobic reaction stage. This condition avoids the diffusion of the hydrolysis products to the inner layers of the granules, weakening its structure and promoting the competition of the floc-forming bacteria with the filamentous microorganisms.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Justificación

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía, en el año 2013 se contaba con 1941 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR), con una capacidad instalada y un caudal de operación de $159.09 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y $107.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente (INEGI, 2017). El caudal municipal tratado sólo representa el 43.4% del total generado a nivel federal. En muchos casos las plantas operan sólo durante los primeros meses, y posteriormente los gobiernos municipales deciden pararlas debido a los altos costos que implican la operación y mantenimiento de instalaciones.

El sistema de gestión de las aguas residuales comienza con la captación y transporte de las aguas de origen pluvial, doméstico y comercial a través del drenaje combinado; sigue con el tratamiento en PTAR para su depuración y termina con la conducción del agua tratada hasta los sitios de reutilización o disposición en cuerpos de agua. Las instalaciones centralizadas de tratamiento requieren de altos costos de construcción, operación y mantenimiento, sobre todo porque el agua a tratar es una mezcla de muchos tipos de agua residual diluidas con agua de lluvia, y por la construcción de redes de alcantarillado para transportar las aguas residuales a través de largas distancias (Wilderer y Schreff, 2000; Anh *et al.*, 2002; Larsen y Maurer, 2011; Monroy *et al.*, 2012).

Además de los altos costos, las PTAR centralizadas presentan problemas operativos (Lier y Lettinga (1999) y Anh *et al.* (2002):

- La combinación de varios tipos de aguas residuales, y agua de lluvia, conduce a mezclas complejas, con una amplia variedad de contaminantes, cuya concentración y composición es fluctuante. Esto propicia que sea difícil su tratamiento efectivo para la remoción de todos los contaminantes.
- Los nutrientes contenidos en las aguas residuales y en los lodos generados por el tratamiento no son recuperados para su posterior aprovechamiento.
- Requieren métodos costosos para el tratamiento de las aguas residuales debido a que están diluidas con agua de lluvia.
- Costosos sistemas de remoción de nutrientes.

Debido a las disfuncionalidades de las instalaciones centralizadas, desde hace poco más de tres lustros se ha comenzado a dar impulso a los sistemas de tratamiento descentralizados, los cuales son más eficientes en la recuperación de subproductos y de agua de mayor calidad que puede reusarse para disminuir la demanda de agua potable (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006).

El tratamiento descentralizado consiste en la gestión de las aguas residuales en el sitio de generación. Mediante su operación se reducen considerablemente los trayectos de transporte de las corrientes hacia la planta de tratamiento y es posible adiestrar a los usuarios respecto al mantenimiento de los sistemas, evitando la contratación de técnicos expertos (Wilderer y Schreff, 2000; Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006). Debido a ello, constituye una alternativa sustentable para el tratamiento de las aguas residuales, especialmente promisorio en ciudades con infraestructura y donde las cuestiones de saneamiento sean consideradas un aspecto importante de desarrollo.

La separación y tratamiento de las aguas residuales domésticas en tres corrientes: aguas grises, cafés y amarillas, abre un nuevo horizonte en el tratamiento descentralizado, pues el tratamiento separado permite la recuperación y aprovechamiento de energía, de nutrientes y la generación de efluentes que pueden ser reusados para diversos fines, como agua de riego, agua de inyección a mantos freáticos o usos industriales (Verstraete *et al.*, 2009).

Las aguas cafés están compuestas por material fecal. Para su tratamiento pueden mezclarse con orina o con agua proveniente de la descarga en el retrete. Debido a su alto contenido de materia orgánica, son un sustrato adecuado para la generación de metano (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006). Las aguas amarillas están compuestas por orina, la cual se recolecta de forma diferenciada para prevenir el desecho de nutrientes y la disposición final de microcontaminantes en la corriente de agua residual (Escher *et al.*, 2006). En promedio, cada humano produce cerca de 1.4 L de aguas amarillas por día (Larsen *et al.*, 2009), con un contenido de nitrógeno total, fósforo y potasio superior a 8.0, 0.6 y 1.9 g L⁻¹, respectivamente (Maurer *et al.* 2003; Meinzinger y Oldenburg 2009). Debido a ello la recuperación de nutrientes a partir de la orina es un proceso que ha sido investigado durante los últimos años.

Por otra parte, las aguas grises (AG) son definidas como las aguas domésticas generadas en el lavamanos, regadera, cocina, lavado de ropa y de pisos (Eriksson *et al.*, 2002; Larsen y Maurer, 2011). Esta corriente representa entre el 50 y 80 % del volumen total de las aguas residuales de origen doméstico (Hocaoglu *et al.*, 2013), y presenta las concentraciones más bajas de materia

orgánica, nutrientes y microorganismos patógenos con respecto a las aguas domésticas mezcladas (Li *et al.*, 2003; Paulo *et al.*, 2013). Debido a sus características, constituyen una alternativa viable para reducir la demanda de agua potable si son tratadas mediante un proceso que permita generar efluentes de alta calidad, que puedan reutilizarse.

La aplicación de reactores de lote secuenciado (SBR por sus siglas en inglés: Sequential Batch Reactors) con lodos aerobios granulares resulta ventajosa para el tratamiento de aguas residuales domésticas, ya que se pueden adaptar a los ciclos de generación cuando se manejan en pares. La biomasa granular permite altas velocidades de sedimentación e índices volumétricos de lodos bajos, así como una estructura microbiana densa, con una alta retención de biomasa, lo que le permite resistir choques de carga y la presencia de compuestos tóxicos (Adav *et al.*, 2008c). Hasta el momento, los lodos granulares han sido cultivados y probados en el tratamiento de efluentes de composición simple (sintéticos) y en efluentes industriales, logrando buenos resultados (Adav *et al.*, 2008; de Bruin *et al.*, 2004; de Kreuk *et al.*, 2005; Caluwé *et al.*, 2017; Dobbeleers *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2017). Sin embargo, su aplicación en el tratamiento de aguas grises no ha sido probado aún, por lo que resulta importante estudiar el efecto de la composición de este efluente y las variaciones en carga orgánica sobre las propiedades estructurales y cinéticas de la biomasa granular, para hacer del SBR un sistema robusto en el tratamiento descentralizado de aguas grises.

1.2 Objetivo general

Evaluar el desempeño de reactores de lote secuenciado (SBR) de lodos aerobios granulares en el tratamiento de aguas grises.

Objetivos particulares

- ▶ Determinar la tasa de generación de aguas grises *per cápita* en hogares de la Ciudad de México.
- ▶ Analizar la composición fisicoquímica de las distintas corrientes de aguas grises.
- ▶ Definir las condiciones de operación adecuadas para el cultivo de gránulos aerobios utilizando aguas grises.
- ▶ Determinar el efecto de la composición de las aguas grises sobre la estructura y propiedades físicas de gránulos aerobios.

- ▶ Evaluar el efecto de la disminución del tiempo de aereación sobre las propiedades estructurales de los gránulos aerobios;
- ▶ Diseñar los ciclos de operación de los SBR con lodos aerobios granulares considerando la actividad cinética y las propiedades de sedimentación de la biomasa.

2. ANTECEDENTES

2.1 Características de las aguas grises

2.1.1 Generación de aguas grises (AG)

Los volúmenes de generación de AG varían considerablemente entre distintas regiones (Tabla 2.1), lo cual se debe a diferencias en la infraestructura de suministro de agua potable, el número de miembros por vivienda, la distribución de edades, el estilo de vida (Morel y Diener, 2006), y otras características socioeconómicas que influyen en los patrones de consumo de agua. En Europa y EUA la producción de AG para una casa habitación promedio se encuentra entre 200 y 750 L d⁻¹ (Sutherland, 2008). La actividad que produce la mayor cantidad es la regadera, seguida por la cocina, la lavadora y finalmente el lavamanos.

En regiones con escasez de agua y métodos rudimentarios de suministro, el consumo puede ser de hasta 20-30 L p⁻¹ d⁻¹, mientras que en regiones con suministro de agua por bombeo, el consumo puede llegar a ser de hasta varios cientos de litros por persona por día (Morel y Diener, 2006).

Tabla 2.1. Generación *per cápita* de aguas grises (L p⁻¹ d⁻¹).

	Surendran y Wheatley (2007)	Friedler (2004)	Prathapar <i>et al.</i> (2005)	Jamrah <i>et al.</i> (2008)
Regadera	34.4	40	83	18.4-145
Lavamanos	25.5	15	9	5.4-44
Lavadora	25.6	18	13	5.4-39
Cocina	36.5	25	55	8.2-76
Total	121.9	98	160	49-263

La producción *per cápita* de DQO en aguas grises oscila entre 48 y 81 g p⁻¹ d⁻¹, mientras que la de nitrógeno y fósforo es generalmente mayor a 1 y 0.5 g p⁻¹ d⁻¹, respectivamente (Tabla 2.2). Las cantidades producidas de DQO, N y P en aguas grises son comparables a la de las aguas cafés, pero no a la de las amarillas, que generan muy altas cantidades de N y P (Maurer *et al.*, 2003; Meinzinger y Oldenburg 2009). Adicionalmente, las aguas grises contienen metales pesados provenientes de actividades de limpieza (Eriksson *et al.*, 2002).

Las aguas grises pueden ser clasificadas en tres corrientes: aguas del baño (regadera y lavamanos), de cocina, y de lavado de ropa. Las aguas de cocina son la mayor fuente de contaminantes, contribuyendo aproximadamente con el 58, 43, 42, 48% de la carga total de SSV, grasas totales,

DQO y DBO, respectivamente, mientras que las aguas de lavadora contribuyen con sodio, fosfato, DQO y DBO, con aproximadamente 40%, 37%, 22% y 28%, respectivamente (Friedler, 2004).

Tabla 2.2. Generación *per cápita* de contaminantes en las aguas grises (g p⁻¹ d⁻¹).

	Friedler (2004)	Almeida <i>et al.</i> (1999)	Kujawa-Roeleveld y Zeeman (2006)	Larsen y Maurer (2011)	Vinneras (2002)	Meinzinger y Oldenburg (2009)
STT	117	---	54.8	---	40.0	---
SST	29	12.7	---	---	---	65 (2-125)
DQOt	81	62.8	52	54	47.9	46 (7-102)
DQOd	46	---	---	---	---	---
DBO	---	---	26-28	---	21.1	17 (1-31)
N	---	---	1-1.4	1.4	1.4	1 (0.1-1.7)
N-NO₃⁻	---	0.4	---	---	---	---
N-NH₄⁺	0.15	0.1	---	---	---	---
PT	---	---	0.3-0.5	0.5	0.6	0.5 (0.1-2.2)
P-PO₄³⁻	5.9	1.3	---	---	---	---
K	---	---	---	---	1.0	1 (0.2-4.1)

2.1.2 Composición de las aguas grises

La composición de las AG varía en función de la disponibilidad y calidad de agua potable, el número de ocupantes, el estilo de vida, los patrones de consumo y los hábitos culturales y sociales (Morel y Diener, 2006; Dalameh *et al.*, 2012; Ghaitidak y Yadav, 2013).

Las AG de baño contienen jabones, shampoo, productos de cuidado personal, residuos del afeitado, piel, cabello, grasa corporal y restos de orina y heces. Las aguas de lavado de ropa contienen altas concentraciones de compuestos químicos provenientes de los jabones (como sodio, fósforo, surfactantes y nitrógeno), blanqueadores, sólidos suspendidos, colorantes, solventes y fibras no biodegradables. Las AG de cocina están compuestas por residuos de alimentos, altas concentraciones de grasas y aceites y detergentes de cocina (Noah, 2002; Morel y Diener, 2006). Las concentraciones de fósforo y potasio pueden ser altas debido al uso de detergentes específicos. Sin embargo, en ciertas regiones, se ha dado una disminución en el contenido de fósforo en las AG debido a una prohibición de fosfatos en agentes de limpieza (Meinzinger y Oldenburg, 2009). Por otra parte, las fuentes de materia sólida en las AG provienen de partículas de alimentos, cabello y fibras de las regaderas (Eriksson *et al.*, 2002).

El pH de las diferentes corrientes es cercano a la neutralidad, siendo las aguas de lavadora las que presentan los valores más alcalinos (Tabla 2.3). Las aguas con mayor concentración de

contaminantes son las de cocina, seguidas por las de lavadora, y por las AG de baño, las cuales presentan los mayores niveles de dilución.

La relación DBO/DQO promedio, correspondiente a datos de composición de distintas muestras (Tabla 2.3), es de 0.58, lo cual indica una alta biodegradabilidad.

La separación de las aguas de retrete de la corriente de AG reduce considerablemente el riesgo por microorganismos patógenos, sin embargo, induce un desbalance de nutrientes importante en las corrientes (Ghatidak *et al.*, 2013).

El contenido típico de coliformes totales en AG se encuentra entre 10^5 y 10^7 (Tabla 2.4), mientras que en las aguas residuales combinadas es de 10^9 a 10^{11} (Li *et al.* 2009; Meinzinger y Oldenburg, 2009; Larsen y Maurer, 2011). Por otra parte, el análisis de distintas muestras (Tabla 2.3) indica una relación DQO/N/P promedio en AG de 101/3.7/1, mientras que en aguas amarillas y aguas cafés la relación es de 9.5/9.3/1, y 100/3.5/1, respectivamente (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006; Simha y Ganesapillai, 2017). Esto indica una deficiencia de N y P, lo cual podría tener un efecto sobre la eficiencia del sistema de tratamiento, pues la relación de nutrientes recomendada para obtener el mejor desempeño en los procesos biológicos es de 100:5:1 (Tchobanoglous *et al.*, 2003). La composición de muestras provenientes de distintas regiones muestra que en países de alto ingreso, la DQO de las aguas grises se encuentra en un intervalo relativamente estrecho, de 430 a 890 mg L⁻¹, mientras que en países de menor ingreso se presenta una dispersión considerablemente mayor, con un intervalo de 310 a 2568 mg L⁻¹. Este comportamiento puede estar relacionado con la baja disponibilidad de agua potable que se observa en países con bajo ingreso (Ghatidak *et al.*, 2013), mientras que en países desarrollados se presentan hábitos de culturales similares debido a una mayor disponibilidad de agua, lo cual provoca menores concentraciones de contaminantes en las AG producidas y una menor dispersión en los datos de composición.

Tabla 2.3. Composición de las corrientes de aguas grises.

	Lavamanos	Regadera	Bañera	Lavadora	Tarja de cocina	AG combinadas
	Prathapar <i>et al.</i> (2005) y Jefferson <i>et al.</i> (1999)	Mertz <i>et al.</i> (2007) y Lamine <i>et al.</i> (2012)	Almeida <i>et al.</i> (1999) y Friedler (2004)	Surendran <i>et al.</i> (2007) y Guilbau <i>et al.</i> (2010)	Li <i>et al.</i> (2009) y Huelgas <i>et al.</i> (2009)	Christova-Boal <i>et al.</i> (1996) y Guideon <i>et al.</i> (2008)
pH	7.1	7.6	7.1	7.2-8.1	5.9-7.4	6.4-8.1
Turbiedad (NTU)	133	29	---	108-120	298	20-240
DBO	42-109	59-97	173	472	536-1460	20-200
DQOt	58-263	109-164	210-230	725-1340	26-2050	87
DQOd	---	---	184	---	---	---
NTK	9.6	15	---	---	11-74	0.05-0.20
(mg L ⁻¹) N-NH ₄ ⁺	---	6.8-12	0.9-1.1	11	0.3-2.7	0.1-15
N-NO ₃ ⁻	10	0.24	4.2	1.6	0.9-5.3	0.05-0.20
PT	2.6	1.6	---	---	3-74	0.1-1.8
P-PO ₄ ³⁻	---	1	4.6-5.3	101	---	---
SST	---	33	54-78	68-78	134-1300	29-120
SSV	---	---	9	---	---	---

Tabla 2.4. Composición de aguas grises de acuerdo al nivel de ingreso de distintos países.

	Parjane y Sane (2011)	Halalshe h <i>et al.</i> (2008)	Al Mughalles <i>et al.</i> (2012)	Bani-Melhem y Smith (2012)	Hocaoglu y Orhon (2010)	Jamra h <i>et al.</i> (2008)	Karabelnik <i>et al.</i> (2012)	Jong <i>et al.</i> (2010)	Dalameh <i>et al.</i> (2012)	Li <i>et al.</i> (2009)
	India	Jordania	Yemen	Egipto	Turquía	Oman	Estonia	Korea	Suecia	Alemania
	Menos de \$ 12,276 DEU/cápita anual					Más de \$ 12,276 DEU/cápita anual				
pH	8.12	6.35	6.0	7.6	7.1	7.6	6.2	7.35	7.8	6.3-8.1
Turbiedad (NTU)	---	---	618	133	---	279	---	2131	---	29-375
DQO	327	2568	2000	463	310	426	640	808	890	100-700
DBO	---	1056	518	---	117	408	385	254	425	47-466
STT	757	---	---	---	---	---	---	---	---	---
SDT	573	---	---	291	---	---	---	---	---	---
SST	184	---	510	78	51	236	155	2180	---	25-183
(mg L ⁻¹) Grasas y aceites	7.2	---	---	---	---	---	---	---	---	---
NTK	---	128	---	---	8	25	---	---	---	1.7-34.3
N-NO ₃ ⁻	0.67	---	9.8	0.9	---	16.5	0.02	---	---	---
N-NH ₄ ⁺	0.79	75	11	11	1.9	---	1.9	---	---	---
PT	---	19.5	---	---	9.4	---	6.8	---	4.2	0.11-22.8
P-PO ₄ ³⁻	0.01	---	16	0.5	---	---	3.9	---	2.1	---
K	4.5	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Coliformes										
UFC/100 fecales	---	---	1.9x10 ⁷	2.6x10 ⁵	---	---	---	---	---	0.1-1.5x10 ⁸
totales	---	---	---	4.3x10 ⁵	---	---	---	---	---	5.6-8.03x10 ⁷

2.2 Tratamiento de las aguas grises

Distintas tecnologías basadas en procesos físicos, químicos y biológicos han sido aplicadas para el tratamiento de AG. En general, los procesos incluyen pre-tratamientos para la remoción de materia sólida, seguidos por tratamientos secundarios para la remoción de contaminantes disueltos y en algunos casos sistemas de desinfección (Tabla 2.5).

Los tratamientos físicos consisten principalmente en sistemas de filtración, entre los que se encuentran filtración en arena gruesa, en suelo y sistemas de membrana. La eficiencia es dependiente de la distribución de tamaño de partícula de los contaminantes físicos y de la porosidad del medio filtrante (Ghunmi *et al.*, 2011). Mediante su aplicación se obtienen altas remociones de sólidos suspendidos (Guilbaud *et al.* 2010) (Tabla 2.5), sin embargo presentan problemas de taponamiento por partículas, que provocan el incremento en la presión trans membrana y una reducción en el flux, así como un incremento en el tiempo de residencia hidráulico (TRH) (Bani-Melhem y Smith, 2012). La velocidad de taponamiento se ve reducida cuando son operados como unidades de tratamiento terciario, para la remoción de partículas sólidas en efluentes provenientes de sistemas de tratamiento biológico.

La depuración de AG también se ha estudiado mediante tratamientos químicos. Entre los más aplicados se encuentran sistemas de coagulación, oxidación foto-catalítica, intercambio iónico y carbón activado, logrando eficiencias de remoción mayores al 70%, y la producción de efluentes con concentraciones de materia orgánica y nutrientes que generalmente cumplen con las normativas de reutilización de agua (Lin *et al.* 2005; Pidou *et al.*, 2008) (Tabla 2.5). Sin embargo, la adición de sustancias químicas a las aguas residuales resulta en la generación de sub-productos o en el incremento del volumen de lodos en el reactor (Bani-Melhem y Smith, 2012), lo cual representa un riesgo al ambiente e incrementa los costos de operación (Ghunmi *et al.*, 2013).

La aplicación de tratamientos biológicos sobre AG representa una alternativa viable debido a su biodegradabilidad. Entre los sistemas aplicados se encuentran los reactores de lote secuenciado (SBR), contactores biológicos rotatorios (RBC), filtros anaerobios (AF), reactores anaerobios de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB) y reactores biológicos de membrana (MBR), humedales artificiales, entre otros (Tabla 2.5).

Tabla 2.5. Tecnologías aplicadas para el tratamiento de aguas grises.

Sistema	DQO (mg L ⁻¹)		NT (mg L ⁻¹)		PT (mg L ⁻¹)		SST (mg L ⁻¹)		TRH (h)	CO _v (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	Referencia
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida			
Membrana de nanofiltración	226	15	---	---	---	---	28.0	0.0	---	---	Sostar-Turk <i>et al.</i> (2005)
Electro coagulación-desinfección	52	22	---	---	---	---	29.0	9.0	---	---	Lin <i>et al.</i> (2005)
Filtración+Adsorción+Filtración en arena+Desinfección	51	35	---	---	---	---	9.0	4.0	---	---	Prathapar <i>et al.</i> (2005)
UASB	681	470	27.1	20.6	9.9	7.5	---	---	---	---	Elmitwalli <i>et al.</i> (2007)
MBR	109	15	15.2	5.7	1.6	1.3	---	---	13	0.2	Merz <i>et al.</i> (2007)
Bioreactor de flujo de recirculación vertical	339	47			1.9	0.5	46.0	3.0	72	---	Gross <i>et al.</i> (2006)
RBC+Desinfección	148	47	---	---	---	---	---	---	3.7	---	Gilboa y Friedler (2008)
Resina de intercambio iónico magnético	791	272	18.0	15.3	1.7	0.9	---	---	---	---	Pidou <i>et al.</i> (2008)
UASB	833	392	41.2	34.0	6.6	5.3	---	---	12-13	1.6	Hernández Leal <i>et al.</i> (2010)
SBR	833	82	41.2	31.0	6.6	4.4	---	---	12-13	1.7	Hernández Leal <i>et al.</i> (2010)
Electro coagulación-MBR	463	51	---	---	---	---	78.0	0.0	2-39	---	Bani-Melhem y Smith (2012)
Filtro de malla hidráulicamente activado+Desinfección	197	87	---	---	---	---	58.0	38.0	---	---	Santos <i>et al.</i> (2012)
Humedal artificial	688	32	---	---	---	---	---	---	52.3	---	Paulo <i>et al.</i> (2013)
Filtro anaerobio+Desinfección	170	48	---	---	---	---	76.0	17.0	---	---	Do Couto <i>et al.</i> (2014)
Digestión aerobia+Desinfección	445	114	---	---	---	---	81.0	7.0	5	2.2	Teh <i>et al.</i> (2015)
Electro coagulación+MBR	229	16	11.1	1.9	1.1	0.1	33.5	0.0	0.2-0.5		Barişçi y Turkay (2016)
Filtración (Membrana de bicapa)	251-508	36-74	---	---	---	---	101-206	0.0		---	Oh <i>et al.</i> (2016)
Filtración+HA+Adsorción	194	53	12.0	4.3	1.3	0.3			36-240	---	Patil y Munavalli (2016)
Congelación+Tanques sépticos+HA	67-808	0-19	---	---	---	---	30-375	3-11	>5400	---	Uddin <i>et al.</i> (2016)
Filtro de arena+Carbón activado	128	52	---	---	---	---	---	---	---	---	Zipf <i>et al.</i> (2016)
Reactor de lecho móvil	247	74	2.8	4.2	6.6	5.8	87.3	11.3	4	---	Chrispim y Nolasco (2017)
HA subsuperficial+Desinfección	77	9	7.1	4.1	0.8	0.4	8.0	0.8	---	---	Laaffat <i>et al.</i> (2017)
HA flotante	129	94	---	---	---	---	317.0	267.8	168	---	Suhail <i>et al.</i> (2017)

Los sistemas anaerobios de mayor aplicación son los tanques sépticos (EPA, 2002), los cuales están diseñados para la remoción de sólidos suspendidos, así como reactores UASB y tanques sépticos UASB que degradan materia soluble y suspendida. Mediante la aplicación de reactores UASB y tanques sépticos UASB, se reportan remociones de DQO, NT y PT mayores al 85, 60 y 15%, respectivamente (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006; Hernández Leal *et al.*, 2010; Uddin *et al.*, 2016). Sin embargo, los sistemas anaerobios generalmente no cumplen con los límites de calidad para reuso, por lo que es necesario el uso de sistemas aerobios para el tratamiento biológico final.

Los humedales artificiales son sistemas altamente robustos, con bajos-moderados costos de capital, bajos consumos de energía bajos y requerimientos de operación y mantenimiento, que han sido probados en el tratamiento de aguas grises (Ramprasad *et al.* 2017). Sin embargo, requieren de extensas áreas para su instalación y operación. Por otro lado, los MBR son altamente eficientes, ya que permiten la estabilización de la materia orgánica y nutrientes en las aguas grises y la retención del material suspendido y microorganismos dentro del sistema, por lo que es posible lograr altas remociones de DQO, nitrógeno y patógenos. Sin embargo son sistemas complejos y con altos costos de capital y de operación y mantenimiento (OyM).

Los SBR aerobios son sistemas en los que es posible llevar a cabo la remoción de materia orgánica y nutrientes y clarificación secundaria en el mismo reactor. Son robustos en su operación, ya que soportan altas cargas orgánicas (Obaja *et al.*, 2003; Arrojo *et al.*, 2004; de Bruin *et al.*, 2004; Zhu *et al.*, 2006). Mediante la operación de estos sistemas es posible la formación de gránulos aerobios, los cuales presentan altas velocidades de sedimentación y una estructura densa y compacta, altos niveles de bioactividad y retención de biomasa, habilidad para soportar aguas residuales con altas concentraciones de tóxicos y choques de carga (Jang *et al.*, 2003; McSwain *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2007; Adav *et al.*, 2008; Adav *et al.*, 2008c.). Estas características los colocan como una tecnología viable para el tratamiento de aguas residuales complejas, mejorando considerablemente la separación entre el efluente y la biomasa (Jang *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2008).

La operación de un SBR de lodos granulares acoplado a un sistema terciario de filtración permitiría generar efluentes con mínimas concentraciones de contaminantes en forma soluble y particulada, que podrían cumplir con los estándares de reutilización.

2.3 Lodos aerobios granulares (LAeG)

Las desventajas técnicas de los procesos convencionales pueden ser superadas mediante procesos de tratamiento biológico como los SBR de lodos granulares. La tecnología de granulación aerobia es una

alternativa a los agregados floculares, con un gran potencial de desarrollo para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales (Adav *et al.*, 2008c; Gao *et al.*, 2011; Pronk *et al.*, 2015) debido a los altos niveles de bioactividad, concentración de biomasa y densidad de los agregados (Jang *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2008).

2.3.1 Propiedades estructurales de los LAeG

Los gránulos aerobios son agregados biológicos auto-inmovilizados, de forma esférica, integrados por bacterias funcionales embebidas en una matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y compuestos inorgánicos, por lo que son considerados como un caso especial de biopelícula (Zhang *et al.*, 2007; Adav *et al.*, 2008c).

Los lodos aerobios granulares (LAeG) son cultivados mediante una estrategia de reducción del tiempo de sedimentación, la cual actúa como un selector hidráulico que permite únicamente la retención de los microorganismos con las mayores velocidades de sedimentación y compactación (Beun *et al.*, 1999, 2002; de Kreuk *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2008; Pronk *et al.*, 2015). El nivel de compactación se determina a partir del índice volumétrico de lodos (IVL). De acuerdo con Tay *et al.* (2002), Jang *et al.* (2003) y Liu y Liu (2006), un lodo estable presenta un IVL en el intervalo de 80 a 120 mL g⁻¹, mientras que un IVL mayor a 150 mL g⁻¹ está asociado con el crecimiento de microorganismos filamentosos.

La velocidad de sedimentación y el IVL en LAeG cultivados en medios sintéticos oscila entre 25 y 70 m h⁻¹ y 20 y 50 mL g⁻¹, respectivamente (Etterer y Wilderer, 2001; Tay *et al.*, 2002; Jang *et al.*, 2003; de Kreuk *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2008; Gao *et al.*, 2011; Kong *et al.*, 2009; Thanh *et al.*, 2009). Estos valores son considerablemente superiores que los de flóculos en lodos activados, que presentan velocidades de sedimentación usualmente menores a 2 m h⁻¹ e IVL mayores a 80 mL g⁻¹ (Thanh *et al.*, 2009).

La concentración de sólidos en el gránulo (κ_g = concentración intrínseca) es un parámetro relacionado con la densidad de la biomasa. La κ_g de los gránulos está determinada por los precipitados presentes en el interior de la estructura, así como por la distribución microbiana y por los polímeros de almacenamiento, tales como los polifosfatos, el glicógeno y los polihidroxialcanoatos (Winkler *et al.*, 2013). Los gránulos aerobios tratando medios sintéticos presentan valores de κ_g de 20 a 104 g L⁻¹, (Beun *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2008; Kong *et al.*, 2009).

La velocidad de sedimentación, el IVL y la κ_g son propiedades de sedimentación que están íntimamente relacionadas, pues la fuerza gravitacional que conduce a la sedimentación, es una función lineal de la densidad y el IVL (Schuler y Jang, 2007). El nivel de compactación y la velocidad de sedimentación son

dependientes de las condiciones de operación del SBR, debido a ello se pueden observar intervalos amplios para cada parámetro.

Otra característica importante de la biomasa granular es su alto nivel de enriquecimiento de microorganismos, lo cual permite a los SBR operar como sistemas de alta tasa y soportar la operación a altas cargas orgánicas, con aguas residuales complejas (Liu y Tay, 2007; Li *et al.*, 2008). Los distintos tipos de microorganismos están distribuidos y agrupados a través de toda la estructura, de un modo que permite el desarrollo de sus funciones metabólicas y su protección ante condiciones adversas. Esto se logra mediante la estructura compacta de los gránulos, la cual induce limitaciones de transferencia de masa y la protección de la actividad de las bacterias en las capas interiores (Liu *et al.*, 2005; Liu y Tay, 2007).

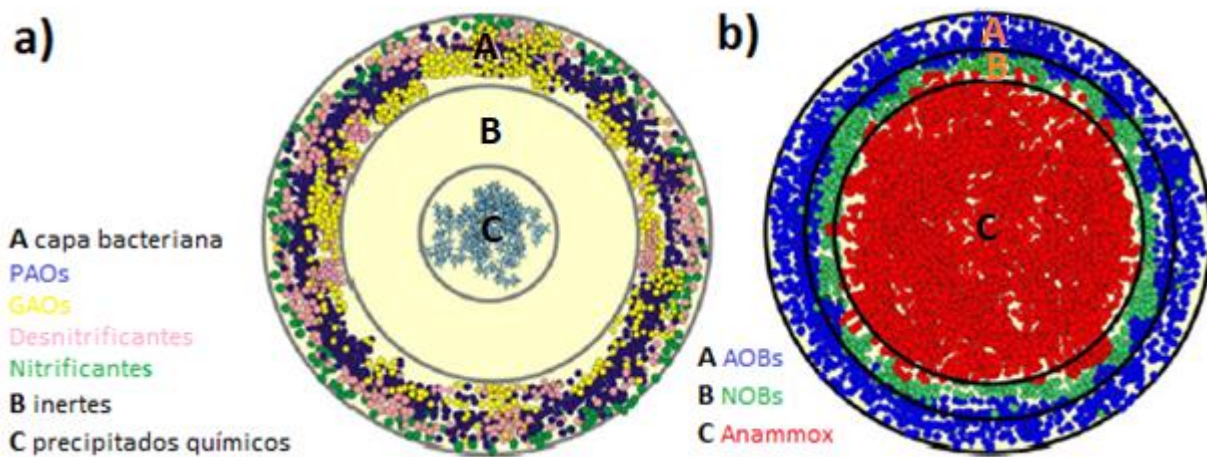


Figura 2.1. Representación esquemática de un gránulo cultivado en un sistema EBPR (a), y de otro cultivado en un proceso CANON (b) (adaptado de Winkler *et al.* (2013)).

Los gránulos presentan diferentes estructuras dependiendo del modo de operación del reactor y el tipo de proceso (Winkler *et al.* 2013). En gránulos heterótrofos, cultivados a partir de un proceso de remoción biológica mejorada de fósforo (EBPR), se observó una estructura integrada por tres capas constituidas por bacterias, EPS o precipitados químicos (Figura 2.1a). Generalmente se observa una capa externa densamente poblada de microorganismos nitrificantes, así como bacterias heterótrofas acumuladoras de glucógeno y fosfatos (GAO y PAO, respectivamente). Debajo se observa otra capa de baja densidad constituida principalmente por EPS, y finalmente un núcleo interno compuesto principalmente por precipitados inorgánicos. Por otra parte, los gránulos de un sistema completamente autótrofo para la remoción de nitrógeno a partir de nitrito (CANON por sus siglas en inglés) están integrados por una capa densa externa de bacterias Amonio-Oxidantes (AOB) y un núcleo denso interno de bacterias Anaerobias

Amonio-Oxidantes (Anammox). En casos en que se presentan bacterias oxidantes de nitritos, estas se encuentran dispuestas en una capa intermedia entre la capa de AOB y de Anammox (Figura 2.1b).

2.3.2 Dinámica poblacional en sistemas granulares aerobios

Durante el proceso de granulación se da una transformación dinámica en las poblaciones bacterianas, dando lugar a una diversidad final de especies dependiente de las condiciones de operación (Kong *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2008). Li *et al.* (2008) encontraron que los gránulos aerobios cultivados con glucosa como única fuente de carbono están integrados por diferentes especies de las clases β - y γ -*Proteobacteria* y *Flavobacterium* (Tabla 2.6). Por otra parte, Mieczkowski *et al.* (2016) reportan que en gránulos alimentados con lixiviados, con altas concentraciones de amonio y bajas concentraciones de compuestos orgánicos biodegradables, el amonio es oxidado por AOB, entre las que se encuentran los géneros *Accumulibacter* sp., *Thauera* sp., y cultivos de *Tetrasphaera* y *Azoarcus-Thauera*, las cuales fueron observadas independientemente de la temperatura de operación; mientras que la operación a bajas temperaturas favoreció la presencia de bacterias desnitrificantes, *Zoogloea lineage* y *Comamonadaceae*, *Curvibacter* sp., *Rhodobacter* sp., *Roseobacter* sp. y *Acidovorax* spp.

En un SBR de lodos granulares para el tratamiento de estiércol de cerdo la comunidad bacteriana estuvo compuesta por microorganismos pertenecientes a los phylum *Verrucomicrobia* y *Proteobacteria* (Fra-Vázquez *et al.*, 2016). Durante el transcurso del proceso de granulación se observó el incremento de microorganismos de la clase δ -*Proteobacteria*, mientras que las clases γ -*Proteobacteria*, el género *Thauera* sp. y miembros de las familias *Verrucomicrobiaceae*, *Xanthomonadaceae* y *Comamonadaceae* aparecieron en diferentes etapas del proceso.

Se concluye que la granulación es un proceso dinámico en el que las comunidades bacterianas responden a cambios en el proceso, adaptándose a las condiciones de operación para mantener la estabilidad del sistema. La predominancia de ciertas comunidades bacterianas, al igual que la composición química y las propiedades de sedimentación de los gránulos es dependiente de las condiciones de operación del proceso y la composición del sustrato. Sin embargo, la evidencia generada a partir de varios estudios indica que los principales grupos de microorganismos en los lodos granulares para la remoción simultánea de carbono y fósforo son del tipo PAO, GAO, AOB, NOB, bacterias heterótrofas (HB), y Anammox. El género *Thauera* sp. predomina en lodos cultivados bajo diferentes condiciones, lo cual se debe a que estos microorganismos tienen la capacidad de producir EPS (Fra-Vázquez *et al.*, 2016), por lo que su metabolismo es fundamental en la generación y mantenimiento de la estructura granular.

Tabla 2.6. Identificación de poblaciones microbianas en lodos aerobios granulares.

Influente	Contaminantes removidos	Procesos estudiados	Principales microorganismos identificados	Referencia
Aguas residuales de matadero	DQO, N, P	PAO, GAO, AOB, NOB	<i>Accumulibacter spp.</i>	Lemaire <i>et al.</i> (2008)
Sintético (glucosa)	DQO	HB	β -, γ -Proteobacteria, <i>Flavobacterium</i>	Li <i>et al.</i> (2008)
Medio sintético (acetato)	DQO, N, P	PAO, HB, AOB, NOB	<i>Accumulibacter</i> , <i>Nitrosospira</i> , <i>Thauera</i>	Zhang <i>et al.</i> (2011)
Medio sintético (acetato)	DQO	---	α -, β -Proteobacteria, <i>Rhodobacter sp.</i> , <i>Acidovorax sp.</i> , <i>Brevundimonas sp.</i> , <i>Zoogloea ramigera</i>	Sheng <i>et al.</i> (2010)
Medio sintético (acetato y propionato)	DQO, N, P	PAO, GAO, AOB, NOB	<i>Zoogloea</i> , <i>Accumulibacter</i> , <i>Competibacter</i>	Weissbrodt <i>et al.</i> (2013)
Lixiviado	DQO, N	PAO, anammox, AOB,	<i>Accumulibacter sp.</i> , <i>Thauera sp.</i> , <i>Azoarcus-Thauera</i> , <i>Comamonadaceae</i> , <i>Curvibacter sp.</i> , <i>Rhodobacter sp.</i> , <i>Roseobacter sp.</i> , <i>Acidovorax sp.</i>	Mieczkowski <i>et al.</i> (2016)
Sintético (acetato)	DQO, N	HB, AOB, NOB	<i>Thauera sp.</i> , <i>Paracoccus sp.</i> , <i>Nitrosomonas sp.</i> , <i>Nitrosospira sp.</i> , <i>Nitrospira sp.</i>	Wang <i>et al.</i> (2016)
Estiércol	DQO, N	HB, AOB, NOB	<i>Thauera</i> , <i>Zoogloea</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Deltaproteobacteria</i>	Fra-Vázquez <i>et al.</i> (2016)

2.4 Proceso de granulación

El fenómeno de granulación aerobia es un proceso gradual que involucra la transformación del inóculo esponjoso en gránulos compactos, sin el uso de materiales portadores. Durante el inicio se observa el lavado intensivo de la biomasa con bajas velocidades de sedimentación, lo que provoca la disminución en la concentración de biomasa (X) dentro del SBR y la disminución en el tiempo de retención de sólidos (TRS). Con el transcurso de las semanas y la adaptación de los microorganismos, se observa el crecimiento de X , el incremento en el TRS y la agregación de las bacterias para la formación de los gránulos, lo cual se refleja en una mejora considerable en las propiedades de sedimentación del lodo.

Los gránulos aerobios han sido cultivados en SBR consistentes en columnas con relaciones altura/diámetro (H/D) altas, generalmente mayores a 10 (Beun *et al.*; 1999; Tay *et al.*, 2001b; Liu y Tay, 2007; Kim *et al.*, 2008; Thanh *et al.*, 2009; Long *et al.*, 2015) (Tabla 2.7). Los reactores son inoculados con lodos activados obtenidos de plantas a escala piloto o municipal. El proceso arranca con la aplicación de altas velocidades ascensionales de flujo de aire y con una estrategia de disminución gradual del tiempo de sedimentación en el transcurso de los primeros días, llegando hasta valores menores a 15 min, en la mayoría de los casos de SBR a escala laboratorio (Tabla 2.7).

Tabla 2.7. Condiciones de operación en SBR para el cultivo de lodos aerobios granulares.

Condiciones de operación								Autores
Duración ciclo (h)	Vaciado (min)	Alimentación (min)	Reacción (min)	Sedimentación (min)	Sustrato	Relación H/D	COv kgDQO m ⁻³ d ⁻¹	
4	2-4	5-9	226-232	1	Acetato, glucosa y peptona	1.7	3.6	Etterer y Wilderer (2001)
4	15	90	120	2-10	Glucosa y peptona	11.1	2.4	Mc Swain <i>et al.</i> (2005)
4	10	---	225-220	5-10	Acetato de sodio	20.0	9	Adav <i>et al.</i> (2009)
3-4	1	2	177-237	2	Etanol	26.8	---	Beun <i>et al.</i> (1999)
6	15	15	285	45	Glucosa y acetato de sodio	15.0	---	Kim <i>et al.</i> (2008)
7.75	4	1	445	15	Glucosa	---	0.75	Gao <i>et al.</i> (2011)
Variable	5	5	78, 228, 468	2-15	Acetato de sodio	20.0	8, 3, 1.5	Liu y Tay (2008)
3	0.5-3	3	171	1	Agua industrial (lechera)	5.5	1-7	Arrojo <i>et al.</i> (2004)
8	5	60	395-405	4-15	Agua industrial (lechera)	5.4	5.9	Schwarzenbeck <i>et al.</i> (2005)
6	2	25	308-312	4-18	Agua industrial (cervecera)	11	2.6-4.6	Wang <i>et al.</i> (2007)
Variable	5	90	Variable	2.7	Agua industrial (papas)	1.7	---	Dobbeleers <i>et al.</i> (2017)
24	7	5	1380	5	Aguas residuales (porcinas)	11.1	---	Liu <i>et al.</i> (2017)

En SBR tratando aguas residuales complejas se aplican periodos extensos de llenado anaerobio (Tabla 2.7), los cuales estimulan el crecimiento de PAO y GAO, mejoran la remoción de fósforo y permiten la hidrólisis del material particulado (Wang *et al.*, 2007; Pronk *et al.*, 2015; Dobbeleers *et al.*, 2017). Esta estrategia no es necesaria en el tratamiento de medios sintéticos, en donde la absorción de la DQOs se da en un periodo de tiempo mucho más corto.

La carga orgánica volumétrica (COv) aplicada y los tiempos de aireación dependen de la biodegradabilidad del efluente, debido a ello varían en intervalos amplios (Tabla 2.7). En el tratamiento de aguas complejas se observan los tiempos de reacción más prolongados.

2.4.1 Variables que determinan el proceso de granulación

El proceso de granulación es dependiente de la aplicación de presiones de selección hidráulicas y biológicas, entre las que resaltan altas fuerzas hidráulicas de corte, cortos tiempos de sedimentación y apropiadas cargas de alimentación de sustrato (Zhu *et al.*, 2013). Las presiones de selección son fuerzas impulsoras que inducen a los microorganismos a modificar y regular sus actividades metabólicas, adaptándose a las condiciones para sobrevivir dentro del sistema (Wang *et al.*, 2007b).

La aplicación de cortos tiempos de sedimentación y altas fuerzas hidrodinámicas de corte, induce la selección de las partículas de lodo con las mayores velocidades de sedimentación así como condiciones de estrés que permiten la secreción de polisacáridos, lo que incrementa la hidrofobicidad del lodo y contribuye al proceso de auto-agregación bacteriana (Tay *et al.*, 2001; Liu y Tay, 2002; Mc Swain *et al.*, 2004; Qin *et al.*, 2004). Las presiones de selección biológicas consisten en la aplicación de tiempos de llenado anaerobio extensos o incrementos programados en la concentración de amonio u otros contaminantes. Esto permite la adaptación y crecimiento de microorganismos PAO y GAO que brindan estabilidad y permiten la remoción de nutrientes (Wang *et al.*, 2007b; Winkler *et al.*, 2013; Pronk *et al.*, 2015).

Además de las presiones de selección analizadas, el proceso de granulación es afectado por diferentes variables de operación, entre las que resaltan la composición del sustrato y la estrategia de operación (periodos de ayuno y eliminación selectiva de biomasa) (Gao *et al.*, 2001; Adav *et al.* 2008c).

2.4.1.1 Composición del sustrato

Los sistemas granulares han sido probados en el tratamiento de medios sintéticos conteniendo glucosa, acetato, fenol, etanol, almidón, y sacarosa como fuentes de carbono (Adav *et al.*, 2008c), así como en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales (Arrojo *et al.*, 2004; de Bruin *et al.*, 2004; de Kreuk *et al.*, 2005; Schwarzenbeck *et al.*, 2005; Su *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2007; Pijuan *et al.*, 2009; Caluwé *et al.*, 2017; Dobbeleers *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2017). Cuando se utilizan medios sintéticos los gránulos presentan buenas propiedades de sedimentación y una morfología definida, sin embargo en el tratamiento de efluentes con una composición más compleja, se llega a presentar la proliferación de microorganismos filamentosos o lavados de sólidos (Arrojo *et al.*, 2004; de Kreuk *et al.*, 2005; Schwarzenbeck *et al.*, 2005). Por ello, la composición del efluente es un factor clave en las propiedades de sedimentación, morfología y estructura de la biomasa granular, así como en el desempeño del sistema (Pronk *et al.*, 2015).

2.4.1.2 Periodos de ayuno

El periodo de aireación en los SBR está compuesto generalmente por una etapa de consumo del sustrato biodegradable, y una segunda fase de ayuno, en la que se mantiene la aireación sin disponibilidad de sustrato (Figura 2.2).

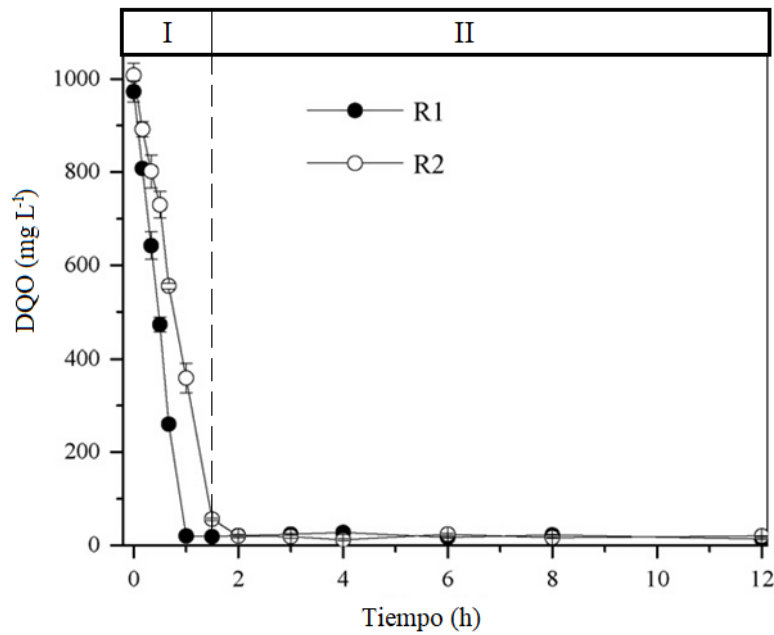


Figura 2.2 Perfiles de degradación de DQO que muestran la existencia de dos periodos: uno de degradación de sustrato biodegradable (I) y un segundo periodo de ayuno (II) durante la etapa de aireación en un SBR (adaptada de Sheng *et al.* (2010)).

Se ha demostrado que la aplicación de periodos de ayuno influye positivamente en el proceso de granulación, acelerando la generación de gránulos compactos con alta integridad estructural y valores bajos de k (Liu y Tay, 2008; Gao *et al.*, 2011).

La operación bajo condiciones alternas de disponibilidad-ayuno de sustrato permite la selección de microorganismos que secretan EPS, lo que induce un cambio en las propiedades superficiales de los agregados microbianos, modificando la hidrofobicidad superficial (Kjelleberg and Hermansson, 1984; Tay *et al.*, 2001c; Wang *et al.*, 2006; Liu y Tay, 2008; Gao *et al.*, 2011). Durante los periodos de ayuno los microorganismos consumen las EPS secretadas en exceso durante la etapa de disponibilidad de sustrato, las cuales son utilizadas como fuente de energía para mantener las funciones metabólicas. Las EPS proteínicas (PN-EPS) son preferentemente consumidas (Liao *et al.*, 2001), lo cual es considerado factor positivo que incrementa la hidrofobicidad y fomenta la agregación de los microorganismos, formando gránulos estables y compactos (Tay *et al.*, 2001c), pues se ha reportado que este tipo de EPS están asociadas con cargas negativas en el lodo, que conducen a repulsiones electrostáticas que evitan la adhesión bacteriana (Li *et al.*, 2006).

2.5 Mecanismo de granulación

Hasta el momento no existe un principio general que describa el proceso de granulación, sin embargo existen diferentes hipótesis sobre los mecanismos que conducen al proceso, siendo las principales las establecidas por Beun *et al.* (1998), Jang *et al.* (2003), Li *et al.* (2006) y Liu y Tay (2015).

Los diferentes mecanismos coinciden en que la granulación es un proceso gradual en el que se da la auto-agregación de los flóculos para formar gránulos, lo cual se logra mediante la modificación de la carga superficial, a partir de la producción equilibrada de EPS y el aumento en la hidrofobicidad. La aplicación de fuerzas de corte y presiones hidráulicas selectivas es esencial para lograr la secreción de las EPS y eliminar del sistema aquellas partículas con bajas velocidades de sedimentación y propiedades superficiales de adhesión. Se considera primordial la existencia de periodos de ayuno que fomenten el consumo de las EPS secretadas en exceso y permitan la modificación de la carga superficial y la consecuente auto-agregación microbiana para la formación de gránulos estables. En la Figura 2.3 se muestran los esquemas que representan los mecanismos de granulación propuestos por Li *et al.* (2006) y Liu y Tay (2015).

Las EPS son biopolímeros producidos por arqueas, bacterias y microorganismos eucarióticos. Comprenden una amplia variedad de proteínas, ácidos húmicos, glucoproteínas y glucolípidos, y en algunos casos ADN extracelular (McSwain *et al.*, 2005; Flemming *et al.*, 2007). Estructuralmente contienen diferentes grupos funcionales, tipo hidroxil, y carboxil cargados negativamente, que permiten la formación de uniones a través de interacciones proteínas-polisacáridos, hidrofóbicas, enlaces de hidrógeno e interacciones iónicas (Zhang *et al.*, 2007). De esta forma, actúan como el pegamento que permite la formación de la matriz que mantiene a las bacterias unidas en las biopelículas (Zhang *et al.*, 2007). La matriz de EPS presenta propiedades de absorción que inducen la retención de sustancias disueltas y partículas, permitiendo la difusión de nutrientes al interior de la estructura (Flemming *et al.*, 2007).

Algunos autores establecen que las EPS en los lodos granulares presentan un contenido de polisacáridos (PS-EPS) considerablemente mayor que de proteínas (Tay *et al.*, 2001; Tay *et al.*, 2001b; Liu y Tay, 2002). Otros autores contradicen dicha afirmación al mencionar que los gránulos aerobios presentan un contenido de PN-EPS mayor (Mc Swain *et al.*, 2004b; Mc Swain *et al.*, 2005; Adav *et al.*, 2008b; Gao *et al.*, 2011). En este sentido, Mc Swain *et al.* (2005) y Adav *et al.* (2008) reportan relaciones de proteínas/polisacáridos (PN/PS) de entre 3.4-6.2 y 6.4-10.9 en lodos granulares, respectivamente.

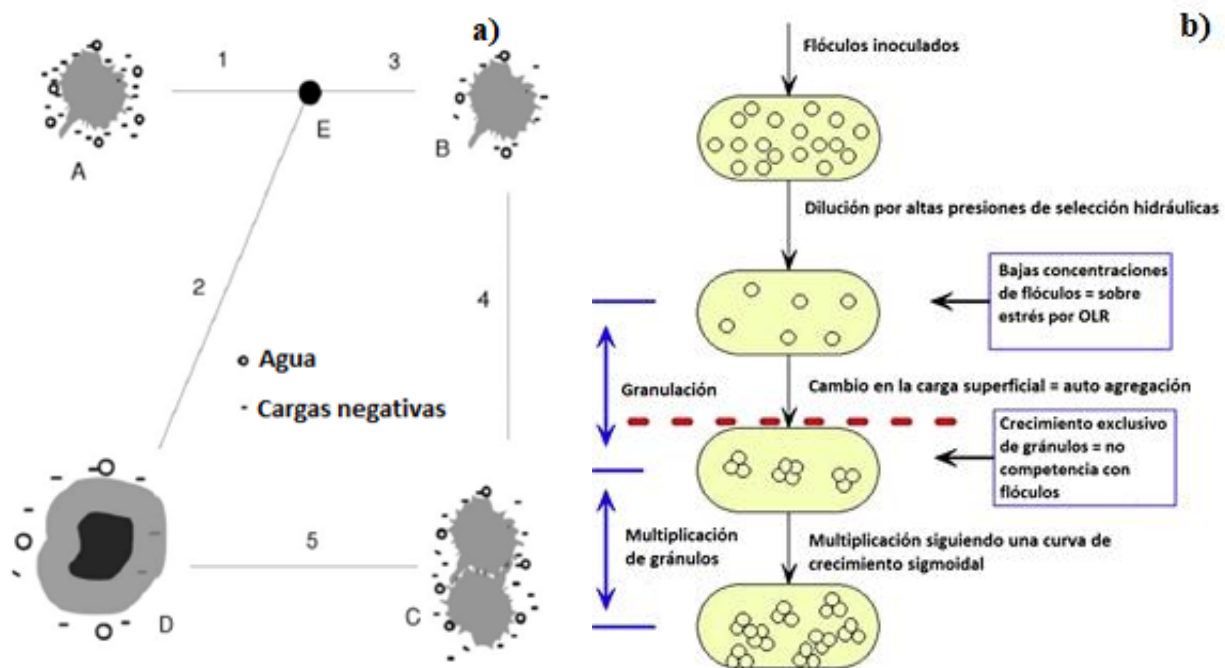


Figura 2.3. Mecanismos de granulación. a) Modelo propuesto por Li *et al.* (2006), efecto de las EPS en el proceso de granulación: (A) Flóculos inoculados con alta carga superficial negativa y baja hidrofobicidad relativa; (B) Flóculos o gránulos con baja carga superficial negativa y alta hidrofobicidad; (C) Agregados o gránulos después de la auto-agregación; (D) Crecimiento de gránulos estratificados y el efecto de la fuerza de corte; (E) una cantidad razonable de EPS. (1) Consumo de EPS causado por periodos de ayuno; (2) consumo de EPS en exceso y producción suprimida de EPS por microorganismos facultativos; (3) modificación de propiedades de superficie causada por EPS; (4) Agregación de flóculos y crecimiento de gránulos; (5) compactación y generación de gránulos causados por la fuerza de corte. b) Modelo propuesto por Liu y Tay (2015): granulación acelerada a partir de la aplicación combinada de altas presiones de selección hidráulicas y sobre estrés por COV.

2.6 Crecimiento de organismos filamentosos en LAeG

Los microorganismos filamentosos son de lento crecimiento, con bajas constantes de afinidad por oxígeno (K_{O_2}), y bajas tasas máximas específicas de consumo de sustrato (μ_{max}) (Liu y Liu, 2006). Su proliferación afecta la densidad y la estabilidad estructural de los gránulos, induciendo el crecimiento de estructuras esponjosas y ligeras con pobres propiedades de sedimentación (Lee *et al.*, 2010).

El crecimiento de filamentos en la biomasa granular es un fenómeno multifactorial en el que están involucradas diferentes variables de operación y la composición del influente, como el TRS, la concentración de sustrato y los gradientes de concentración, la deficiencia de oxígeno disuelto y nutrientes en el gránulo, los cambios de temperatura y los patrones de flujo en el SBR y los periodos de ayuno.

2.6.1 *Efecto del TRS, concentración de sustrato y periodos de ayuno*

Las bajas tasas de crecimiento de los microorganismos filamentosos provocan que su proliferación se vea favorecida con la operación a altos TRS. Por ello, dentro de la operación de los SBR granulares es necesario controlar el TRS en valores no mayores a 15 d (Liu y Liu, 2006).

Otro factor de importancia es la estrategia de operación del sistema. En los sistemas discontinuos la estrategia de alimentación permite definir la concentración inicial de sustrato, mientras que el tiempo de aireación permite someter a la población microbiana a distintas condiciones alternas de disponibilidad-ayuno de sustrato, las cuales tienen un efecto sobre el crecimiento de microorganismos filamentosos.

Altas concentraciones iniciales de sustrato favorecen el crecimiento de gránulos estables (McSwain *et al.*, 2004). Bajo estas condiciones las bacterias no-filamentosas predominan debido a que absorben el sustrato para crecimiento o como reservas intracelulares a una mayor velocidad, dejando a los organismos filamentosos sin disponibilidad.

2.6.2 *Concentración de oxígeno disuelto (OD)*

La OD es una variable fundamental en el control del crecimiento de organismos filamentosos. Bajas concentraciones de OD, generalmente menores a 1.0 mg L^{-1} , inducen la proliferación de organismos filamentosos (Chiesa e Irvine, 1985; Martins *et al.*, 2004). Para evitar el crecimiento de microorganismos filamentosos en sistemas floculares es necesario mantener una alta concentración de OD. Sin embargo, en los gránulos aerobios el radio de penetración de OD no sólo es dependiente de la concentración en el medio líquido, sino también de la tasa de consumo de oxígeno de los microorganismos que integran la estructura (Liu y Liu, 2006). Debido a ello, los gradientes de concentración al interior del gránulo pueden ser bastante pronunciados, y conducir a limitaciones en la difusión de OD al interior de la estructura (Liu y Liu, 2006; de Kreuk *et al.*, 2010).

2.6.3 *Micro-gradientes de concentración y composición del sustrato*

El crecimiento de gránulos filamentosos ha sido principalmente reportado en el tratamiento de aguas residuales complejas (Schwarzenbeck *et al.* 2005; de Kreuk y van Loosdrecht, 2006; Val del Río *et al.*, 2012; Derlon *et al.*, 2016) (Figura 2.4).

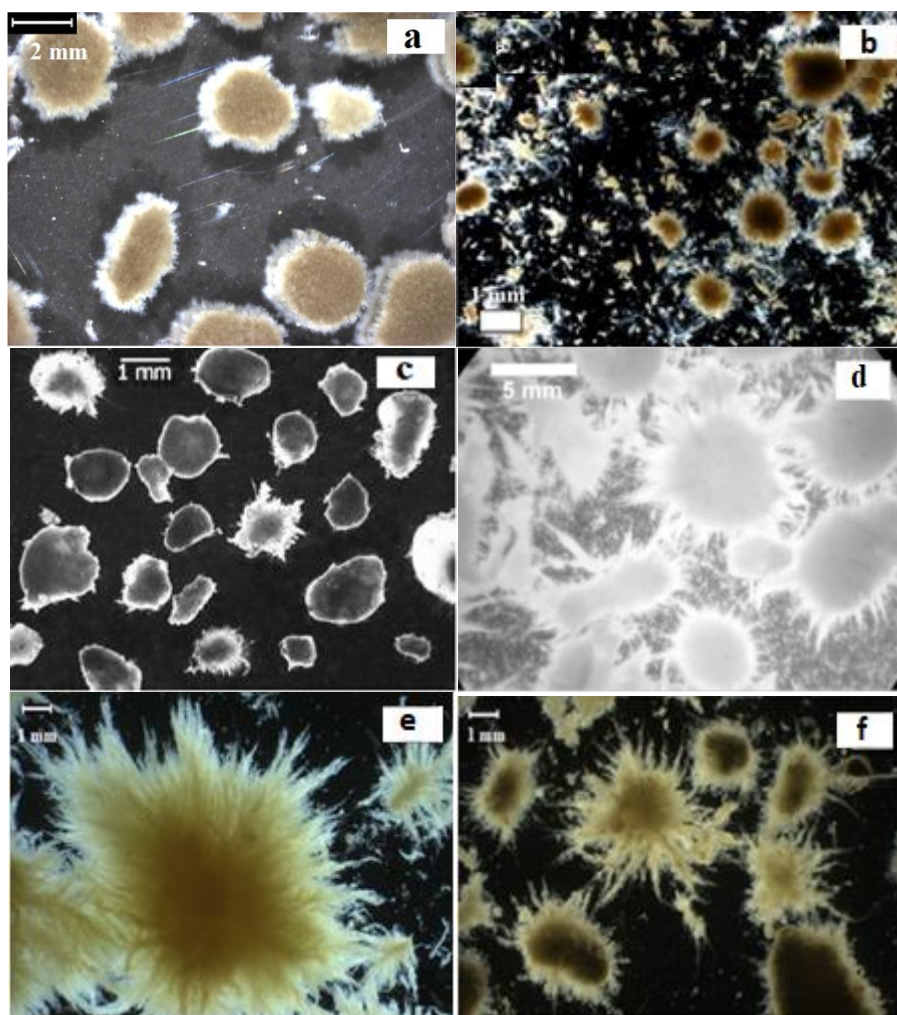


Figura 2.4. Formación de estructuras granulares filamentosas en gránulos aerobios alimentados con aguas residuales: a) Val del Río *et al.* (2012), b) Derlon *et al.* (2016), c) de Kreuk y van Loosdrecht (2006), d) Schwarzenbeck *et al.* (2005) y con material particulado e) y f) de Kreuk *et al.* (2010).

Pronk *et al.* (2015) generaron una serie de hipótesis con respecto al efecto de la composición del sustrato y la estrategia de operación sobre la estructura y morfología granular (Figura 2.5):

- a) Cuando el SBR granular es alimentado con influentes fácilmente biodegradables de forma anaerobia, diversos tipos de bacterias PAO y GAO absorben el sustrato y lo almacenan en forma de polímeros. Posteriormente, durante el periodo aerobio, estos polímeros son utilizados para crecimiento. Esta estrategia asegura la distribución uniforme del sustrato a través del gránulo, permitiendo el crecimiento estable a través de toda la estructura.
- b) La alimentación de sustratos fácilmente biodegradables en modo aerobio conduce a limitaciones en la difusión de sustrato y/o oxígeno debido a que el sustrato es usado para crecimiento y almacenamiento en forma de polímeros en las regiones externas del gránulo, limitando las

regiones internas. Este modo de operación conduce al crecimiento de biomasa filamentosa, con bajas capacidades de remoción de nutrientes y con baja estabilidad estructural debido a la inactividad de las regiones internas.

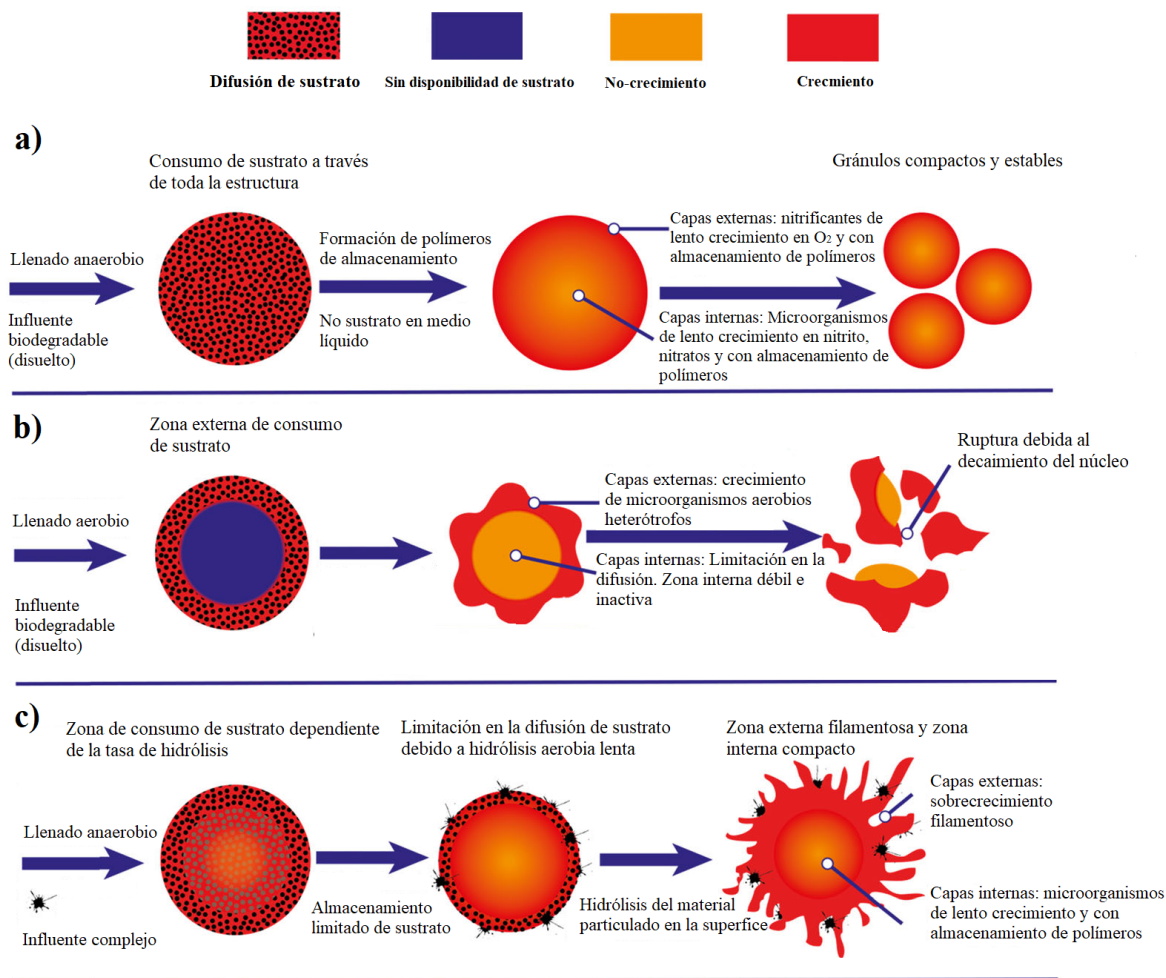


Figura 2.5. Efecto del modo de alimentación y de la composición del influente en la morfología y estructura de la biomasa granular, adaptado de Pronk *et al.* (2015).

- c) La operación con sustratos complejos, en los que parte del sustrato se encuentra en forma particulada, requiere de una primera fase de hidrólisis. Cuando la fase de llenado se lleva a cabo de forma anaerobia se favorece el crecimiento de organismos de lento crecimiento tipo PAO y GAO, los cuales brindan de alta estabilidad a la biomasa granular debido a que almacenan uniformemente los productos de hidrólisis en forma de polímeros.

Cuando la hidrólisis se lleva a cabo bajo condiciones aerobias, los productos de hidrólisis se usan de forma directa para el crecimiento por los organismos en las regiones externas de los gránulos,

induciendo gradientes pronunciados de limitación de difusión de sustrato. Este proceso conduce a la proliferación de filamentos en la biomasa granular.

El análisis anterior establece la importancia de tomar en cuenta la composición y biodegradabilidad del influente para determinar el modo de operación del SBR y evitar el crecimiento de estructuras filamentosas en los gránulos aerobios tratando aguas complejas. Para ello es recomendable implementar tiempos de llenado anaerobio largos que permitan la hidrólisis completa del material particulado y la subsecuente absorción de los productos a través de la estructura granular, reduciendo los microgradientes. Por otro lado, se considera importante aplicar un balance adecuado entre las condiciones de disponibilidad-ayuno de sustrato que permita inhibir la proliferación de microorganismos filamentosos y favorecer la proliferación de bacterias de lento crecimiento con capacidad de almacenamiento de sustrato.

2.7 Hipótesis

- La actividad y estabilidad estructural de la biomasa granular depende de la composición y velocidad de carga del medio de alimentación.
- La proliferación de microorganismos filamentosos y la consecuente pérdida en la compactación y velocidad de sedimentación de los gránulos aerobios depende de la duración del periodo de ayuno.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente proyecto analiza la operación de un SBR de lodos aerobios granulares (LAeG) para el tratamiento de aguas grises generadas en la Ciudad de México. Se evaluó el desempeño del sistema bajo distintas condiciones de operación y distintas variables que influyen sobre la estabilidad de los gránulos. Las actividades desarrolladas para cumplir con los objetivos y comprobar o desechar las hipótesis se muestran en la Figura 3.1.

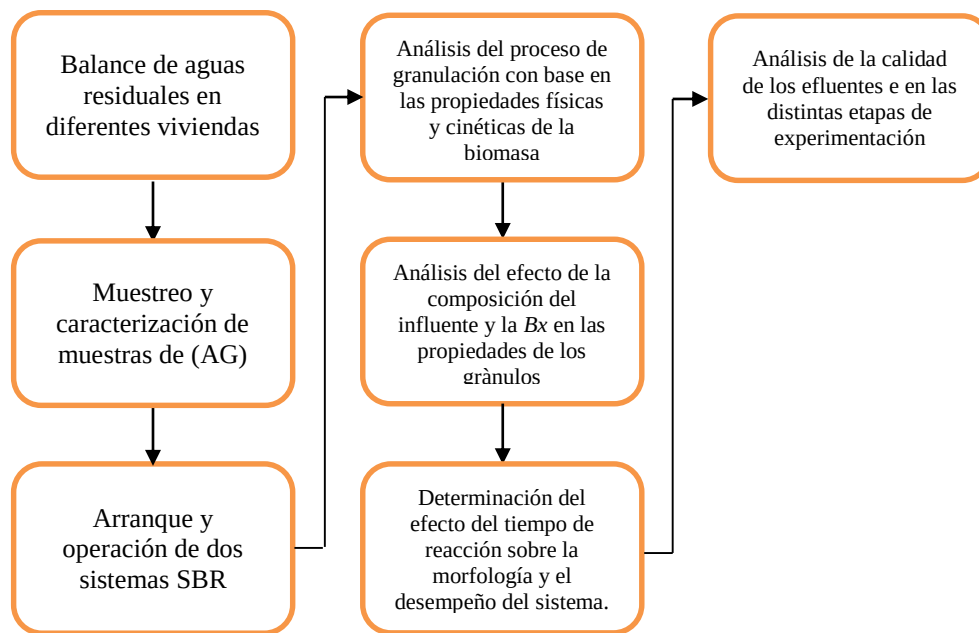


Figura 3.1. Diagrama de actividades con base en los objetivos planteados.

3.1 Balance, muestreo y caracterización de las aguas grises usadas en el estudio

3.1.1 Balance de aguas grises

Para obtener una aproximación de la generación *per cápita* de aguas grises en viviendas de la Ciudad de México se aplicó la encuesta “Estudio de consumo de agua en servicios domésticos” (Anexo 1), basada en Butler, (1991 y 1993) y Friedler y Butler, (1996).

La encuesta consta de dos secciones:

- Datos generales: Información base, relacionada con el número de habitantes en cada vivienda y la disponibilidad de dispositivos para el uso de agua, como son lavadoras, regaderas, lavamanos, entre otros;

- Consumo de agua en el hogar: Gasto de agua potable en cada área. Se determinó la duración y el número de usos diarios de la regadera, lavamanos y tarja, así como el total de usos de la lavadora y lavado de pisos por semana;

La encuesta se aplicó en 9 viviendas ubicadas principalmente en la Zona Oriente de la Ciudad de México (Tabla 3.1), en las cuales habitan entre 1 y 4 miembros. Se le pidió a la muestra de estudio que registrara el consumo de agua durante dos días. Las mediciones se llevaron a cabo principalmente entre el 9 y 15 de noviembre de 2013. Con los datos generados se determinó la tasa de generación *per cápita* de aguas grises.

Tabla 3.1. Características generales de las viviendas encuestadas.

Casa	Municipio o Delegación	Entidad Federativa	Número de habitantes
1	Nezahualcóyotl	Estado de México	4
2	Nezahualcóyotl	Estado de México	4
3	Nezahualcóyotl	Estado de México	4
4	Valle de Chalco	Estado de México	4
5	Miguel Hidalgo	Distrito Federal	2
6	Tláhuac	Distrito Federal	3
7	Iztapalapa	Distrito Federal	1
8	Ciudad del Carmen	Campeche	2
9	Lancaster	Inglaterra	1

3.1.2 Muestreo y caracterización

Se captó y almacenó el volumen de AG generado en las distintas corrientes domésticas (regadera, lavamanos, tarja de cocina y lavadora) durante un día, en cuatro distintas viviendas de la Ciudad de México. Posteriormente, se tomaron muestras de aproximadamente 500 mL, las cuales se almacenaron a una temperatura de $6 \pm 2^\circ\text{C}$, hasta su posterior análisis. Cada una de estas fue caracterizada para definir su composición fisicoquímica.

3.2 Operación de dos SBR para el cultivo de lodos aerobios granulares (LAeG)

3.2.1 Sistemas de tratamiento

Dos SBR idénticos, con un volumen total y útil de 4.0 L y 3.3 L respectivamente, fueron operados bajo las mismas condiciones hidráulicas. La altura y diámetro de los reactores fue de 78.0 y 7.6 cm, respectivamente, (relación H/D = 10.4). La aireación fue provista por un compresor de aire conectado a difusores de piedra porosa colocados en la base de los reactores.

El flujo de aire en ambos SBR fue de 4.5 L min^{-1} , equivalente a una velocidad superficial de flujo de 1.43 cm s^{-1} . El influente se alimentó por un puerto cercano a la base, mientras que el efluente se descargó por un puerto colocado a la mitad de la altura útil (Figura 3.2). La alimentación, descarga y aireación se llevaron a cabo usando controladores programables en las bombas y compresor.

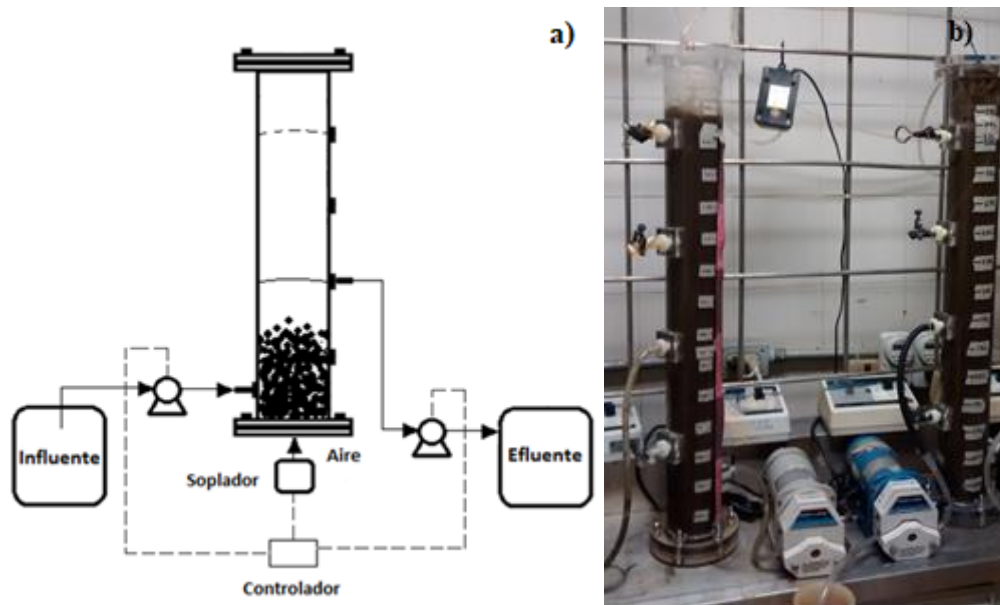


Figura 3.2. Esquema general de los SBR para el cultivo de LAeG (a) y presentación durante la operación de rMS (izquierda) y rAG (derecha) (b).

Los SBR fueron operados en ciclos sucesivos de 4 h, con 10 min de llenado, 3 min de descarga y tiempos variables de reacción (t_r) y sedimentación (t_s). El t_s se redujo gradualmente durante las primeras 8 semanas, conduciendo al aumento de la velocidad de sedimentación mínima impuesta por el sistema ($v_s = \text{altura} / \text{tiempo de sedimentación}$), de 2.4 a 19.2 m h^{-1} en el reactor alimentado con medio sintético (rMS), y de 2.4 a 6.4 m h^{-1} en el reactor alimentado con aguas grises (rAG). La estrategia de reducción del t_s indujo el lavado del lodo con bajas velocidad de sedimentación, de tal manera que durante el proceso de granulación se purgó biomasa continuamente a través del efluente (X_e). Adicionalmente, se programaron tres purgas en rMS y una en rAG cuando la altura del lecho de lodo sedimentado estuvo cerca del puerto de descarga.

La temperatura de operación fue de $30 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, y el coeficiente de intercambio fue fijado en $a = 1$, lo que indica que el volumen de intercambio fue igual al volumen remanente en el reactor después de la descarga.

3.2.2 Alimentación e inóculo

Ambos reactores fueron operados bajo condiciones favorables para la granulación, aplicando presiones de selección hidráulicas consistentes en una estrategia de reducción gradual del tiempo de sedimentación y la aplicación de altas velocidades ascensionales de aire. El objetivo fue analizar el efecto de la composición de las aguas grises (AG) sobre el crecimiento de los gránulos, operando de forma paralela un sistema de referencia alimentado con el medio sintético (MS), preparado de acuerdo a Beun *et al.* (1999), con excepción de la fuente de carbono, utilizando acetato de sodio en lugar de etanol, y una mayor concentración de fosfato monobásico de potasio. La composición del medio fue la siguiente: CH₃COONa 4.1-2.1 g L⁻¹, NH₄Cl 0.16 g L⁻¹, K₂HPO₄ 0.58 g L⁻¹, KH₂PO₄ 0.91 g L⁻¹, MgSO₄·7H₂O 0.09 g L⁻¹, CaCl₂·2H₂O 0.07 g L⁻¹, EDTA 0.02 g L⁻¹, y 1 mL de solución de metales traza: Fe₃6H₂O 1.5g L⁻¹, H₃BO₃ 0.15 g L⁻¹, CuSO₄·5H₂O 0.03 g L⁻¹, KI 0.03 g L⁻¹, MnCl₂·4H₂O 0.12 g L⁻¹, Na₂MoO₄·2H₂O 0.06 g L⁻¹, ZnSO₄·7H₂O 0.12 g L⁻¹, CoCl₂·6H₂O 0.15 g L⁻¹.

Las muestras de aguas grises fueron obtenidas en una vivienda de la Ciudad de México, mezclando sub-muestras del lavamanos, regadera, lavadora y tarja. Los influentes fueron almacenados en contenedores de 20 L a una temperatura de 8 ± 1 °C. La composición de los influentes se muestra en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2. Concentración de contaminantes en los influentes.

	MS	AG
DQOt (mg L ⁻¹)	840-1,908	610-2,610
DQOs (mg O ₂ L ⁻¹)	840 -1,908	273-1,190
N (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	42	0.36-10.5
P (mg PO ₄ ³⁻ -P L ⁻¹)	149 - 172	3.6-45.1
DQO/N (mg /mg NH ₄ ⁺ -N)	26 - 45	1694 – 249
DQO/P (mg /mg PO ₄ ³⁻ -P)	7.4 - 11	169 - 58
N/P (mg NH ₄ ⁺ -N/ mg PO ₄ ³⁻ -P)	0.28 - 0.24	0.1 - 0.23
Surfactantes aniónicos (mg L ⁻¹)	--	5.3-90.3
SST (g L ⁻¹)	--	0.19-1.25

El inóculo utilizado para la formación de los LAeG fue una muestra de lodos activados de la PTAR municipal de Cerro de la Estrella, en Iztapalapa, Ciudad de México. Los lodos se espesaron a una

concentración de 7.63 gSST L⁻¹, y se utilizaron 1.65 L, dando una concentración inicial (X_0) de 3.8 g SST L⁻¹.

3.3 Determinación de parámetros cinéticos en LAeG

3.3.1 Evaluación de las constantes de velocidad de degradación y actividad de biomasa

La actividad de degradación de los LAeG se determinó con base en las tasas específicas de consumo de sustrato (q_s) y de oxígeno (q_{O_2}). La q_s se evaluó a partir de la degradación de DQO en los SBR, tomando muestras de 10 mL a intervalos definidos y filtrándolas en membranas de diámetro de poro (D_{poro}) de 0.45 μ m, para la remoción de la materia particulada. El sobrenadante obtenido se usó para el análisis de DQOs. Por otra parte, la q_{O_2} se determinó sobre muestras LAeG fuera del reactor, de acuerdo con Cokgor *et al.* (2007) (Anexo 2).

3.3.2 Evaluación de los parámetros cinéticos (μ_{max} y K_s) de los gránulos aerobios cultivados con medio sintético y aguas grises

Se evaluaron las tasas de consumo de sustrato y de crecimiento celular de los LAeG en un ciclo de operación de ambos SBR. Se tomó una fracción de lodo granular de cada reactor y se lavó con una solución de fosfatos con pH = 7 para remover los sólidos suspendidos remanentes de ciclos previos. Posteriormente, los gránulos fueron disgregados para evitar limitaciones por transferencia de masa durante las determinaciones, y reintroducidos al correspondiente SBR para el inicio de las pruebas. La biomasa de rMS se alimentó con un medio sintético de composición: NaCH₃COO (18 g L⁻¹), NH₄Cl (0.35 g L⁻¹), K₂HPO₄ (0.57 g L⁻¹), KH₂PO₄ (0.91 g L⁻¹), MgSO₄·7H₂O (0.14 g L⁻¹), CaCl₂ (0.15 g L⁻¹) y 2 mL de solución de micronutrientes: FeCl₃·6H₂O (1.5 g L⁻¹), H₃BO₃ (0.15 g L⁻¹), CuSO₄·5H₂O (0.03 g L⁻¹), KI (0.03 g L⁻¹), MnCl₂·4H₂O (0.12 g L⁻¹), Na₂MoO₄·2H₂O (0.06 g L⁻¹), ZnSO₄·7H₂O (0.12 g L⁻¹), CoCl₂·6H₂O (0.15 g L⁻¹).

La biomasa cultivada con AG se alimentó con una muestra concentrada, proveniente de la misma vivienda de donde se obtuvo el influente para la operación de rAG. Se les sugirió a los habitantes que modificaran sus hábitos, reduciendo el consumo de agua en sus actividades e incrementando el uso de los productos de cuidado personal y limpieza. Esto permitió generar aguas grises con DQO, N-NH₄⁺ L⁻¹ y P-P O₄³⁻ de 5.6 g L⁻¹, 12 mg L⁻¹ y 26 mg L⁻¹, respectivamente. La alta concentración de materia orgánica se debe a que la μ_{max} sólo se alcanza cuando $S \gg K_s$.

Durante el desarrollo del ciclo se extrajeron muestras de licor mezclado en intervalos de tiempo definidos, se filtraron con filtros de $D_{poro} = 0.52 \mu m$. La fracción sólida fue utilizada para determinar SST y SSV en el licor mezclado, y del sobrenadante se obtuvo la DQOs. Las determinaciones se realizaron bajo las mismas condiciones de aireación y temperatura aplicadas al cultivo de LAeG.

Las constantes cinéticas se obtuvieron a partir de la forma linealizada de la ecuación de Monod, utilizando el método de Lineweaver-Burk (Ec. 1). Donde μ es la constante de velocidad de crecimiento (h^{-1}), μ_{max} es la constante de velocidad máxima de crecimiento (h^{-1}), S es la concentración de sustrato limitante ($g L^{-1}$) y K_s la constante de afinidad ($g L^{-1}$).

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Ecuación 1}$$

Graficando el inverso de la velocidad de crecimiento contra el inverso de la concentración de sustrato en un tiempo t , se pueden obtener μ_{max} y K_s (Ec. 2).

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s}{\mu_{max}} \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{max}} \quad \text{Ecuación 2}$$

Se llevó a cabo un análisis ANOVA de las regresiones lineales de los datos para obtener los límites de confianza $(1-\alpha)$ de la pendiente y la intersección al origen.

3.3.3 Determinación del coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno

El coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno (k_{La}) fue evaluado para determinar las características de consumo y suministro de oxígeno en ambos SBR. La determinación se llevó a cabo siguiendo el método dinámico de entrada y salida de gas (“Gas out-Gas in”, por su nombre en inglés), el cual consiste en el seguimiento de la concentración OD durante una breve interrupción de la aireación del sistema, y durante un periodo posterior de re-aireación (Figura 3.3). Para tal fin se utilizó un electrodo de rápida respuesta, marca WTW, modelo 3410 IDS.

Cuando no hay aireación ($k_{La} = 0$), la acumulación de OD se debe únicamente al consumo de oxígeno por la biomasa (X) (Ec. 3), donde q_{O_2} es la tasa específica de consumo de oxígeno y OD^* la concentración de oxígeno en la saturación.

$$\frac{dOD}{dt} = k_L a (OD^* - OD) - q_{O_2} X \quad \text{Ecuación 3}$$

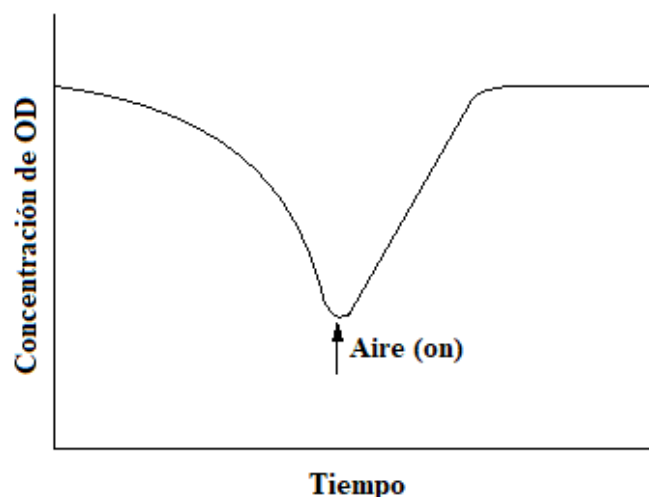


Figura 3.3. Monitoreo de la concentración de oxígeno mediante el método “Gas in-Gas out” (adaptada de Bandyopadhyay y Humphrey, 1967).

Cuando hay aireación la acumulación de OD se debe tanto al oxígeno que se transfiere al medio como al que se consume por la biomasa. En estado estacionario ($\frac{dC}{dt} = 0$), la tasa de respiración es igual al OD transferido al licor mezclado. Integrando la Ec. 3 desde el tiempo en que se restablece la aireación ($t_s = 0$ y OD_s) a cualquier tiempo t se obtiene una recta con pendiente $-k_L a$ (Ec. 4). Los resultados se presentan en el Anexo 3:

$$\ln \left(\frac{OD^* - OD}{OD^* - OD_s} \right) = -k_L a (t - t_s) \quad \text{Ecuación 4}$$

3.4 Efecto de la composición de las aguas grises sobre la estructura y actividad de los LAeG

Los gránulos cultivados en rMS fueron sometidos a condiciones de estrés, cambiando gradualmente el influente de alimentación de medio sintético a aguas grises. Inicialmente se alimentó una mezcla de AG:MS de 0.25:0.75, posteriormente la proporción se aumentó paulatinamente a 0.50:0.50, 0.75:0.25 hasta llegar al 100% de aguas grises.

3.5 Efecto del tiempo de aireación sobre los LAeG

Se llevó a cabo el diseño de los ciclos de operación de los SBR considerando las propiedades cinéticas y de sedimentación de los gránulos para definir la duración óptima de las diferentes etapas. Así mismo se estudió el efecto de la reducción de los periodos de ayuno sobre la morfología, actividad y propiedades físicas de la biomasa.

3.5.1 Diseño de los ciclos de operación de un SBR granular

La duración de los ciclos en los SBR está determinada por la suma de los tiempos establecidos de llenado (t_f), aireación = reacción + ayuno ($t_{ae}=t_r+t_{ay}$), sedimentación (t_s) y descarga (t_d).

El incremento en la capacidad de tratamiento se puede dar reduciendo la duración de cada una de las etapas sin afectar el desempeño del reactor. La reducción de los tiempos de reacción y sedimentación se puede aplicar considerando las tasas de consumo de sustrato y las propiedades de sedimentación de la biomasa (IVL y ZSV), respectivamente. Los tiempos de alimentación y descarga pueden ser reducidos con base en la potencia de las bombas.

El TRH está definido por el cociente del volumen de reacción (V_T) y el flujo de alimentación (F) (Ec. 5). En los SBR el volumen que se alimenta al sistema durante la etapa de llenado (V_0) es una fracción de V_T , que depende del volumen que ocupa la cama de lodos sedimentados (V) (Figura 3.4). Estos se relacionan a través del coeficiente de intercambio α (Ecs. 7 y 8).

$$TRH = \frac{V_T}{F} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$V_T = V_0 + V \quad \text{Ecuación 6}$$

$$V = \alpha V_0 \quad \text{Ecuación 7}$$

$$V_T = \alpha V_0 + V_0 = V_0(1 + \alpha) \quad \text{Ecuación 8}$$

Combinando las Ecs. 5 y 8, se obtiene la expresión del TRH en función de α (Ecs. 9 y 10), y se introduce un TRH' que depende del volumen de llenado (V_0):

$$TRH = \frac{V_T}{F} = \frac{V_0(1+\alpha)}{F} = (1 + \alpha) TRH' \quad \text{Ecuación 9}$$

$$TRH = (1 + \alpha)[t_f + t_{ae} + t_s + t_d] \quad \text{Ecuación 10}$$

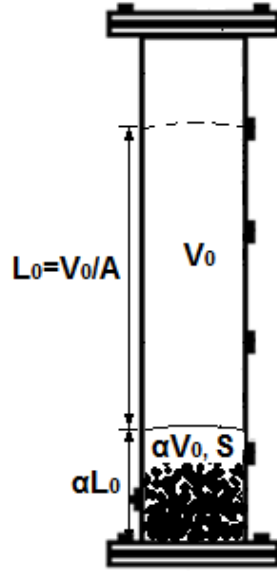


Figura 3.4. Fracciones de volumen formadas durante la sedimentación de la cama de LAeG.

Durante la etapa de llenado la concentración del influente (S_0) es diluida con el agua tratada remanente del ciclo anterior a la concentración inicial (S_i) de la etapa de aireación (Ec. 11):

$$S_i = \frac{(V_0 * S_0 + \alpha V_0 * S)}{V_0(1+\alpha)} = \frac{S_0 + \alpha S}{1+\alpha} \quad \text{Ecuación 11}$$

El tiempo de aireación está compuesto por el tiempo de reacción, definido con base en S_i , y un periodo de ayuno de sustrato (t_{as}) (Ec. 12)

$$t_{ae} = \int_{S_i}^S \frac{dS}{-r_s} + t_{as} \quad \text{Ecuación 12}$$

El volumen residual αV_0 depende de la concentración de biomasa en el reactor (X) y su compactación (IVL). El coeficiente α puede definirse con base en estos parámetros (Ecs. 13 y 14):

$$\alpha V_0 = IVL * X * V_T = IVL * X * V_0(1 + \alpha) \quad \text{Ecuación 13}$$

Despejando:

$$\alpha = \frac{IVL * X}{1 - IVL * X} \quad \text{Ecuación 14}$$

El tiempo de sedimentación (t_s) se define como el cociente de la distancia de sedimentación L_0 (Figura 3.4) y la velocidad de sedimentación de la biomasa (v_s) (Ec. 15).

$$t_s = \frac{L_T - \alpha L_0}{v_s} = \frac{L_T - L_T * I_{VL} * X}{v_s} = \frac{L_T(1 - I_{VL} * X)}{v_s} \quad \text{Ecuación 15}$$

El control de t_s en función de la concentración de biomasa y su grado de compactación permitiría operar el SBR al valor máximo de V_0 y al t_s mínimo ideal.

La duración de las etapas de llenado (t_f) y drenado (t_d) dependen de la misma distancia L_0 y de los flujos y velocidades de llenado (v_f) y drenado (v_d) en los reactores que son función del área del reactor A_T :

$$F_f = v_f * A_T = v_{pf} * S_f \quad \text{Ecuación 16}$$

$$F_d = v_d * A_T = v_{pd} * S_d \quad \text{Ecuación 17}$$

En donde los términos v_p se refieren a las velocidades en tubería (pipe) del área seccional (S); que dependen del balance de energía en el llenado y en el vaciado.

Habiendo definido los tiempos de las etapas que conforman los ciclos de operación de un SBR, y sustituyendo su expresión en la Ec. 10, se puede definir el TRH (Ec. 18).

$$TRH = (1 + \alpha) \left[\int_{S_i}^S \frac{dS}{r_s} + L_T(1 - I_{VL}X) * \left(\frac{1}{v_s} + \frac{A_T}{v_p * S]_f} + \frac{A_T}{v_p * S]_d} \right) \right] \quad \text{Ecuación 18}$$

La Ec. 18 es una expresión del TRH en un SBR donde los tiempos de cada etapa son definidos con base en las propiedades cinéticas y de sedimentación de la biomasa, así como considerando las características de los equipos de llenado y vaciado. La aplicación de esta ecuación para el diseño de los ciclos de los SBR permite la operación de los sistemas con ciclos compactos, evitando tiempos muertos de reacción e incrementando la capacidad volumétrica de tratamiento.

3.5.2 Efecto del tiempo de aireación sobre las propiedades físicas, cinéticas y morfología de los LAeG

Se estudió el efecto de la reducción en los periodos de ayuno sobre la morfología y propiedades cinéticas y físicas de los gránulos aerobios. Para tal fin se operaron dos SBR (R1 y R2) alimentados con AG e inoculados con lodos aerobios granulares (LAeG) ya cultivada con aguas grises. El t_{ae} fue reducido mediante dos patrones distintos para ambos reactores (Figura 3.5).

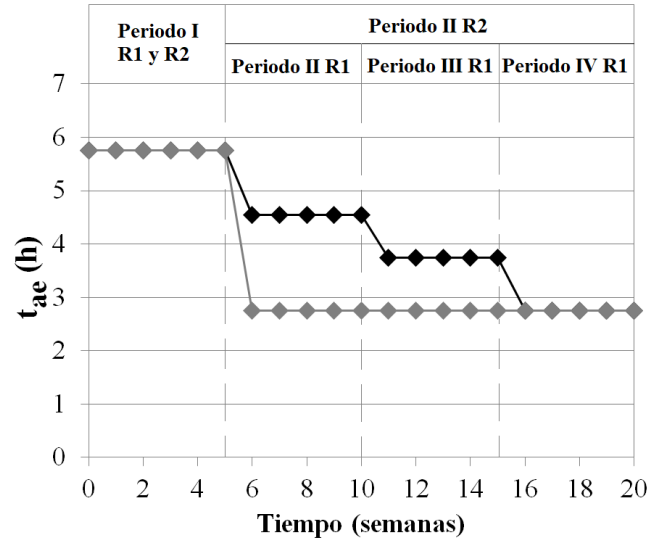


Figura 3.5. Estrategia de reducción en el tiempo de aireación en R1 (♦) y R2 (◆).

El experimento arrancó con un tiempo de duración de ciclos de 6 h en ambos SBR, con un t_{ae} de 5.8 h. Posteriormente el t_{ae} se redujo paulatinamente en R1 y abruptamente en R2, hasta un valor de 2.6 h. El resto del TRH (t_s , t_f y t_d) se ajustó con base en las Ecs. 15, 16 y 17. Sin embargo sólo fueron modificados cuando el dato calculado indicaba una variación mayor a 0.5 min con respecto al tiempo anterior.

Se incorporó una toma movable para el drenado del influente (Figura 3.6). La altura de esta se ajustó continuamente con base en el valor calculado de α .

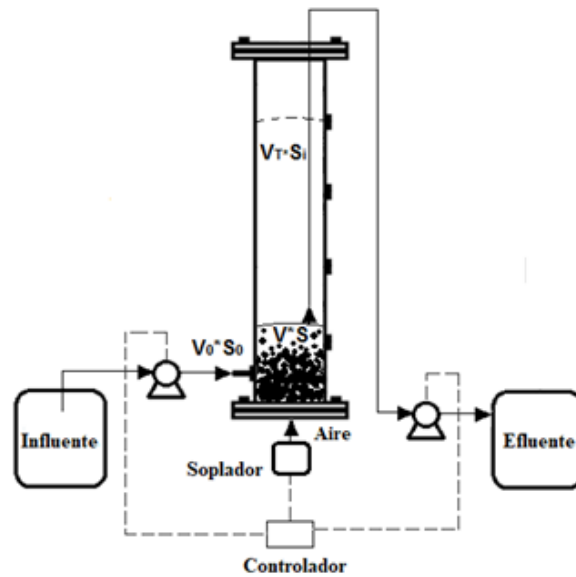


Figura 3.6. Diagrama esquemático del sistema de tratamiento.

3.6 Análisis de la calidad de los efluentes para su posible reutilización

Los efluentes producidos durante la operación de los SBR fueron caracterizados para determinar su concentración de contaminantes. Los datos fueron comparados con los límites máximos de concentración de contaminantes establecidos en las NOM-003-SEMARNAT-1997 y normativa internacional para el reúso de las aguas tratadas en actividades con contacto indirecto, para determinar si estaban dentro del rango de cumplimiento.

3.7 Métodos analíticos

La caracterización de las aguas grises crudas y tratadas se determinó con base en los siguientes parámetros; demanda química de oxígeno total y soluble (DQOt y DQOs), concentraciones e ortofosfatos ($P-PO_4^{3-}$), surfactantes aniónicos (SA), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV) y nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) de acuerdo a la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Parámetros evaluados durante la fase experimental.

Parámetro	Referencia o marca del instrumento
Caracterización de aguas grises crudas y tratadas	
DQOt, DQOs, P-PO ₄ ³⁻ , SST	APHA (1998);
surfactantes aniónicos (SA)	Jurado <i>et al.</i> (2006)
N-NH ₄ ⁺ ,	Electrodo Hanna, modelo HI 93141
Propiedades físicas de la biomasa	
Índice volumétrico de lodos (IVL)	APHA (1998)
Velocidad de sedimentación de zona (ZSV)	APHA (1998)
Coeficiente de desintegración (%δ)	Ghangrekar <i>et al.</i> (2005)
Concentración de sólidos en el gránulo (κg)	Beun <i>et al.</i> (2002)
Distribución de tamaño de partícula	Laguna <i>et al.</i> (1999)
Actividad de la biomasa	
Tasa específica de consumo de sustrato (qs)	Cokgor <i>et al.</i> (2007)
Tasa específica de consumo de oxígeno (qO ₂)	
Composición de la biomasa	
EPS (TB-EPS, NB-EPS)	Corsino <i>et al.</i> (2017)
Morfología	
Microscopía electrónica	Jeol, modelo JSM-5900 LV
Microscopía óptica	Nikon, modelo BX50

La medición de propiedades físicoquímicas de los gránulos como son: sólidos suspendidos volátiles (SSV), índice volumétrico de lodos (IVL= Volumen de una masa sedimentada), velocidad de sedimentación de zona (ZSV: velocidad de desplazamiento de la interfase de sobrenadante/masa agregada), concentración de sólidos en el gránulo (κg = masa de sólidos en el gránulo por unidad de volumen de gránulo), coeficiente de desintegración ($\delta\%$), distribución de tamaño de partícula, contenido de sustancias poliméricas extracelulares en el gránulo (EPS) y morfología fueron evaluados con base en los procedimientos citados en la Tabla 3.3. Las EPS fueron caracterizadas con base en el contenido de proteínas (PN) y carbohidratos (PS). Estas sustancias fueron clasificadas en EPS firmemente unidas a la estructura granular (TB-EPS) y EPS no unidas (NB-EPS).

4. RESULTADOS

4.1 Estudio de generación y composición de las aguas grises generadas en la Ciudad de México

4.1.1 Generación de aguas grises en casas habitación

Los resultados de generación *per cápita* de aguas grises mostraron una amplia dispersión en las distintas corrientes (Tabla 4.1), siendo la regadera el servicio que mostró la mayor variación, con un intervalo de 10.1 L a 97.2 L p⁻¹ d⁻¹. Este comportamiento se debió a los diferentes hábitos de consumo de agua entre las viviendas, así como a los distintos tipos de dispositivos instalados.

El mayor volumen de generación se observó en la regadera, con 34.7 L p⁻¹ d⁻¹ y con una contribución del 44% al total de aguas domésticas generadas (Tabla 4.1 y Figura 4.1). Este valor se encuentra dentro del rango reportado por Surendran *et al.* (2007) y Jamrah *et al.*, (2008); le siguieron las corrientes de lavadora, fregadero y lavamanos, con una contribución del 26, 22 y 4%, respectivamente. El volumen de generación en el lavamanos (3.5 L p⁻¹ d⁻¹) es considerablemente menor a los reportados en distintas fuentes (Tabla 2.1), lo cual probablemente está relacionado con hábitos distintos de uso de este dispositivo.

Tabla 4.1. Consumo *per cápita* de agua potable por servicio (L p⁻¹ d⁻¹).

Vivienda	Regadera	Lavamanos	Lavadora	Tarja de cocina	Otros	Total
1	11.9	3.3	11.8	12.8	1.8	41.6
2	36.9	4.6	22.2	18.0	0.0	81.7
3	28.0	1.6	21.0	7.6	2.5	61.0
4	40.5	2.7	29.0	4.5	7.4	84.2
5	10.1	2.1	30.0	7.6	1.6	51.3
6	24.9	3.4	11.8	59.2	5.7	129.7
7	22.5	0.0	0.0	0.0	1.8	24.3
8	97.2	0.1	38.0	16.5	5.4	157.1
9	40.0	13.8	0.4	26.5	0.0	80.7
Promedio	34.7±25.9	3.5±4.1	20.5±13.2	17.0±17.7	2.9±2.6	78.6±42.1

El alto porcentaje de contribución de la regadera al volumen de generación de aguas grises representa un área de oportunidad para disminuir el consumo de agua potable, sobre todo si se toma en cuenta que, de las casas encuestadas, sólo dos presentaron dispositivos con 60% de ahorro a los

dispositivos convencionales (GobMx, 2009). Estos datos realzan los beneficios de la instalación de dispositivos ahorradores para consumir menos agua

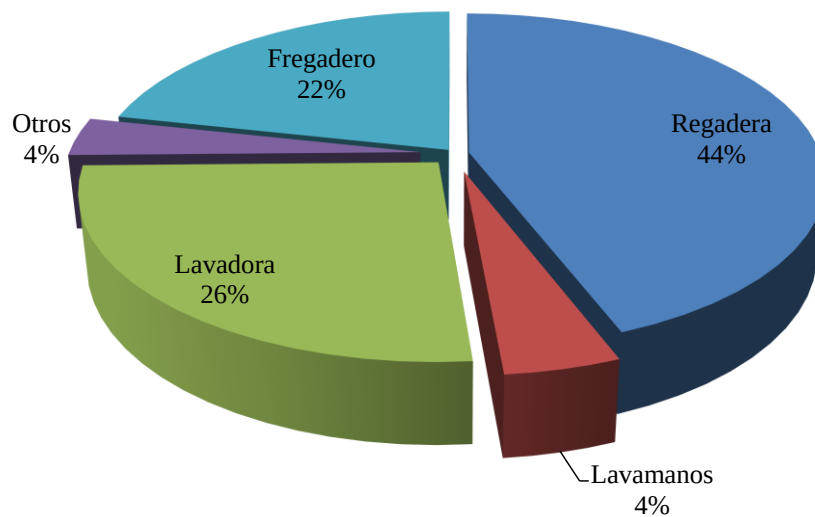


Figura 4.1. Contribución por corriente a la producción total de aguas grises.

El promedio de generación de aguas grises combinadas ($78.6 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$) es considerablemente menor al reportado (Tabla 2.1). Jamrah *et al.* (2008) encontraron una tasa de generación en Omán entre 49 y $263 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$, con un valor promedio $151 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$, mientras que en diversas regiones de Europa y Australia es mayor a $100 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (DEUS 2007; Larsen y Maurer, 2011).

Los bajos volúmenes de producción de aguas grises observados en las viviendas en estudio estuvieron probablemente relacionados con hábitos culturales particulares de uso del agua y, sobre todo, con el alto estrés hídrico que se vive en la zona, que provoca un uso más eficiente del agua potable y una menor generación de aguas grises. Las 9 viviendas en donde se aplicó la encuesta están ubicadas mayoritariamente en el Oriente de la Ciudad de México (Tabla 3.1), en donde se presentan deficiencias importantes en el suministro de agua potable durante la mayor parte del año (Ríos, 2017), siendo la región que sufre la mayor escasez de agua de toda la entidad debido, entre otras cosas, a la falta de inversión en infraestructura, la cual tiene más de 59 años de haberse instalado (Martínez, 2017).

4.1.2 Caracterización de las aguas grises

El análisis de la composición de las distintas corrientes de aguas grises (Tabla 4.2) reveló que las aguas de cocina presentan pH ácidos, mientras que las aguas de lavadora presentaron los mayores

niveles de alcalinidad, lo cual coincide con Ericksson *et al.* (2002). Las aguas de tarja de cocina fueron las más contaminadas por materia orgánica, seguidas por las de lavamanos, y las aguas de regadera y lavadora. La concentración de SST fue similar entre las aguas grises de regadera, lavamanos y lavadora, sin embargo, las de cocina presentaron una concentración considerablemente mayor. Este es un factor que debe tomarse en cuenta en el diseño del sistema de tratamiento, pues una concentración elevada de sólidos en el influente podría afectar el desempeño de los procesos biológicos.

Las aguas de la tarja de cocina presentaron también las concentraciones más elevadas de PT y $P-PO_4^{3-}$. Esto probablemente se debe al uso de detergentes para el lavado de trastes que incluyen fosfatos en su formulación. Sin embargo, al mezclar las aguas de cocina con las otras corrientes la concentración de fósforo disminuye considerablemente, por lo que no se esperaría un efecto en el posterior tratamiento.



Figura 4.2. Almacenamiento de las aguas grises de: a) lavamanos, b) aguas de cocina, c) regadera, d) lavadora.

En conclusión, las aguas grises de cocina contribuyen con la mayor carga de materia orgánica, sólidos suspendidos y turbiedad, coincidiendo con Moriel y Diener, (2006) y Li *et al.* (2009). En diversas investigaciones se indica que las aguas de regadera y lavamanos son las más diluidas (Tabla 2.3) pero en este estudio esto no se cumplió, pues las aguas de lavamanos presentaron una concentración de materia orgánica mayor que las de regadera y lavadora, lo cual se puede deber al bajo gasto de agua observado en este servicio ($3.5 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$), pues generalmente la generación de aguas grises en el lavamanos se encuentra entre 5.4 y $44 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Jamrah *et al.*, 2008).

Tabla 4.2. Composición promedio de las diferentes corrientes de aguas grises.

	Regadera	Lavadora	Lavamanos	Tarja de cocina
pH	7.1 ± 0.13	8.2 ± 1.0	6.9 ± 0.28	6.4 ± 0.9
Conductividad (μS)	679 ± 77	1272 ± 563	700 ± 124	852 ± 142
Turbiedad (UNT)	404 ± 383	166 ± 75	262 ± 293	491 ± 346
DQOt (mg L^{-1})	800 ± 687	754 ± 326	1264 ± 918	2901 ± 181
DQOs (mg L^{-1})	146 ± 102	402 ± 115	430 ± 372	520 ± 109
DQOp (mg L^{-1})	654 ± 591	352 ± 286	834 ± 618	2381 ± 1740
SST (mg L^{-1})	210 ± 216	145 ± 75	238 ± 177	943 ± 757
SSV (mg L^{-1})	179 ± 191	111 ± 57	155 ± 141	922 ± 776
PT (mg L^{-1})	3.2 ± 2.0	3.8 ± 5.0	4.5 ± 3.6	9.6 ± 3.8
P- PO_4^{3-} (mg L^{-1})	0.7 ± 0.9	1.8 ± 2.2	2.0 ± 0.9	4.1 ± 1.3
N- NH_4^+ (mg L^{-1})	1.14 ± 0.49	0.23 ± 0.09	0.33 ± 0.43	0.05 ± 0.02
Coliformes totales(UFC)	$4.4\text{E}+05$	$4.4\text{E}+05$	$9.6\text{E}+05$	$4.4\text{E}+07$

Las corrientes de aguas grises analizadas en este trabajo presentan, en general, concentraciones de materia orgánica considerablemente mayores a las reportadas. Se considera que uno de los factores que influyó mayormente sobre este fenómeno fue el bajo volumen de generación en las viviendas analizadas ($78.6 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$). En diversas publicaciones en donde la generación de aguas grises fue mayor a $100 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$, la concentración de contaminantes fue menor que en las muestras analizadas en este trabajo (Prathapar *et al.*, 2005; DEUS, 2007, Jamrah *et al.*, 2008), por lo que se infiere que la disponibilidad de agua potable es un factor que determina la composición de las aguas residuales. La generación *per cápita* de contaminantes muestra una alta variabilidad (Tabla 4.3), derivado de las diferencias en los volúmenes de generación y la concentración de contaminantes en las aguas grises. Las viviendas 2 y 4 compartieron valores similares de generación de DQO, SST, PT, los cuales son comparables con datos reportados (Tabla 2.2). Sin embargo, las fuentes 1 y 3 presentaron altos valores de disposición de materia orgánica en las aguas grises. Específicamente,

la Fuente 3 genera 228 g DQO p⁻¹ d⁻¹ y 80 g SSV p⁻¹ d⁻¹. Estos valores sobrepasan de forma considerable lo reportado (Kujawa-Roeleveld y Zeeman, 2006).

Tabla 4.3. Generación *per cápita* de contaminantes en aguas grises.

	Fuente 1	Fuente 2	Fuente 3	Fuente 4	Promedio
Flujo (L p ⁻¹ d ⁻¹)	82	42	130	51	76 ± 40
DQO (g p ⁻¹ d ⁻¹)	131	58	228	50	117 ± 83
SST (g p ⁻¹ d ⁻¹)	26	15	80	12	33 ± 32
PT (g p ⁻¹ d ⁻¹)	0.4	0.3	0.9	0.15	0.4 ± 0.3
P-PO ₄ ³⁻ (g p ⁻¹ d ⁻¹)	0.2	0.1	0.3	0.08	0.15 ± 0.07
N-NH ₄ ⁺ (g p ⁻¹ d ⁻¹)	3	32	26	14	18 ± 13

4.2 Cultivo de lodos granulares en aguas grises y medio sintético

El reactor alimentado con aguas grises (rAG) arrancó su operación con ciclos de 8 horas para permitir la aclimatación de la biomasa. Dos días después del arranque de rAG se redujo la duración de los ciclos a 4 h y se llevó a cabo el arranque de rMS, aplicando las mismas condiciones de operación con respecto al valor de α , el flujo de aireación y la duración de los ciclos. Las cinéticas de degradación de DQO en ciclos seleccionados se muestran en el Anexo 4.

A pesar de ser operados bajo las mismas condiciones hidráulicas, los resultados con respecto al proceso de granulación y la remoción de contaminantes fueron apreciablemente distintos entre ambos SBR.

4.2.1 Desempeño de los sistemas

Las aguas grises utilizada en este estudio presentaron una mayor concentración de contaminantes que los valores típicos (NASEM, 2016). Esto se debió a la baja disponibilidad de agua en la Ciudad de México (79 vs 99 L p⁻¹ d⁻¹), y la inclusión de las muestras de cocina, considerado como uno de los componentes más contaminados (Eriksson *et al.*, 2002).

Las aguas grises y el medio sintético presentaron un exceso de fósforo, mientras que sólo las aguas grises estuvieron limitadas en nitrógeno considerando la proporción DQO:N:P de 100:5:1.0 recomendada para el tratamiento aerobio de las aguas residuales (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Esta limitación no se consideró un inconveniente en el proceso de granulación, ya que, por el contrario, se ha reportado que la operación bajo condiciones de limitación en nitrógeno favorece la formación de lodos aerobios granulares (LAeG) altamente densos (Arellano-Badillo *et al.*, 2014).

La figura 4.3 muestra la DQO total en el influente (S_0), al comienzo de la etapa de aireación (S_1), la DQO soluble y particulada (DQOs, DQOp) en el efluente y la concentración de biomasa (X) en ambos reactores.

La eficiencia de remoción de DQOt de rMS y rAG fue 72% y 85%, respectivamente. En ambos reactores la biomasa con velocidades de sedimentación menores que la mínima impuesta por el tiempo de sedimentación, se lavó durante la etapa de drenado aumentando la DQOp. La cantidad de biomasa lavada fue mayor rSM que en rAG, como consecuencia los efluentes de rSM mostraron una calidad inferior, con un DQOp promedio de $207 \pm 119 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que los efluentes de rAG presentaron un DQOp de $77 \pm 106 \text{ mg L}^{-1}$. Los continuos lavados de biomasa en rSM condujeron a una SRT mejor que en rAG (7.5 vs. 9.4 d).

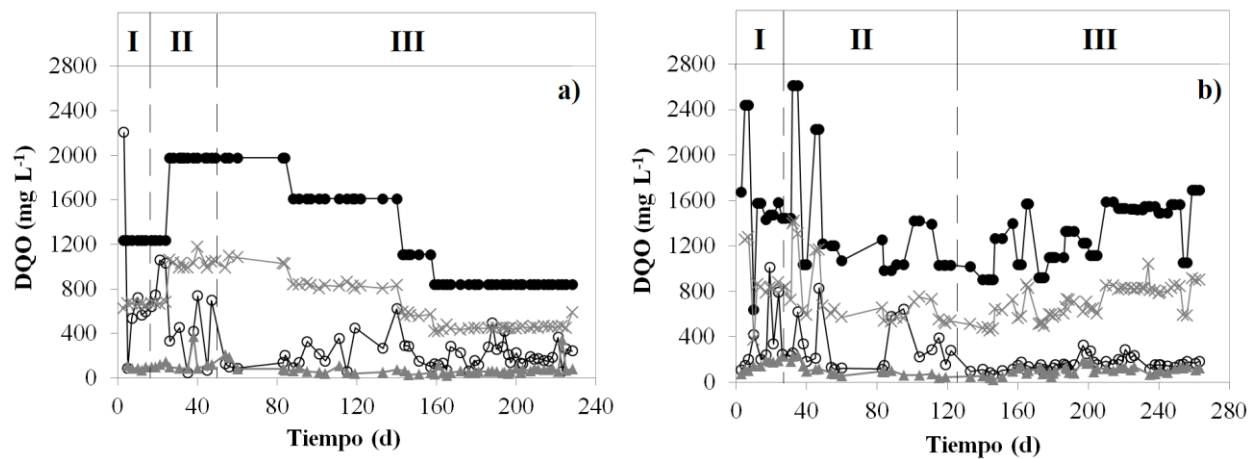


Figura 4.3. Comportamiento de rMS (a) y rAG (b) con respecto a la DQOt del influente (●), DQO al inicio del ciclo (x), y la DQOp (○) y DQOs (▲) de los efluentes.

4.2.2 Proceso de granulación

El lodo utilizado como inóculo en el arranque de los SBR estuvo formado por flóculos de morfología irregular. Durante los primeros 9 días de operación se lavó continuamente la biomasa de ambos SBR debido a la estrategia de reducción en el tiempo de sedimentación, que ocasionó la eliminación de los agregados que no eran capaces de sedimentar en el tiempo establecido. Esta condición condujo a la selección de los flóculos con mayores velocidades de sedimentación, los cuales se agregaron gradualmente formando LAeG.

En ambos reactores se observaron tres periodos de granulación con duración y comportamiento distintos considerando la evolución en las propiedades de sedimentación (Figura 4.4). Como resultado, los tiempos de granulación de rMS y rAG fueron diferentes.

En ambos SBR el período I se caracterizó por el lavado de la biomasa de sedimentación lenta y el aumento del IVL hasta aproximadamente 300 mL g⁻¹. Durante este periodo se observó en ambos reactores la formación de pequeños agregados de mayor consistencia que los flóculos de inóculo. Consecuentemente, en rMS el período II estuvo caracterizado por un comportamiento estable en la velocidad de sedimentación de la biomasa y por una mejora apreciable en su compactación, lo que provocó una tendencia descendente en el IVL, hasta llevar a valores menores a 50 mL g⁻¹ (Figura 4.4a). El aumento en la compactación observado durante este periodo fue probablemente una consecuencia de la formación de los primeros gránulos, los cuales fueron observados durante el transcurso de la quinta semana de operación. Posteriormente, en el transcurso del periodo III la biomasa de rMS mostró niveles altos y estables de compactación, con valores de IVL inferiores a 50 mL g⁻¹, así como una tendencia ascendente en la velocidad de sedimentación hasta valores cercanos a 18 m h⁻¹. Durante este periodo se observó el desplazamiento de los flóculos y el crecimiento de gránulos dentro del sistema, hasta que para el día 60, la biomasa estuvo compuesta predominantemente por gránulos estables con una morfología semiesférica definida (50% de las partículas con 2.8 mm > D > 0.9 mm) (Fig 4.6).

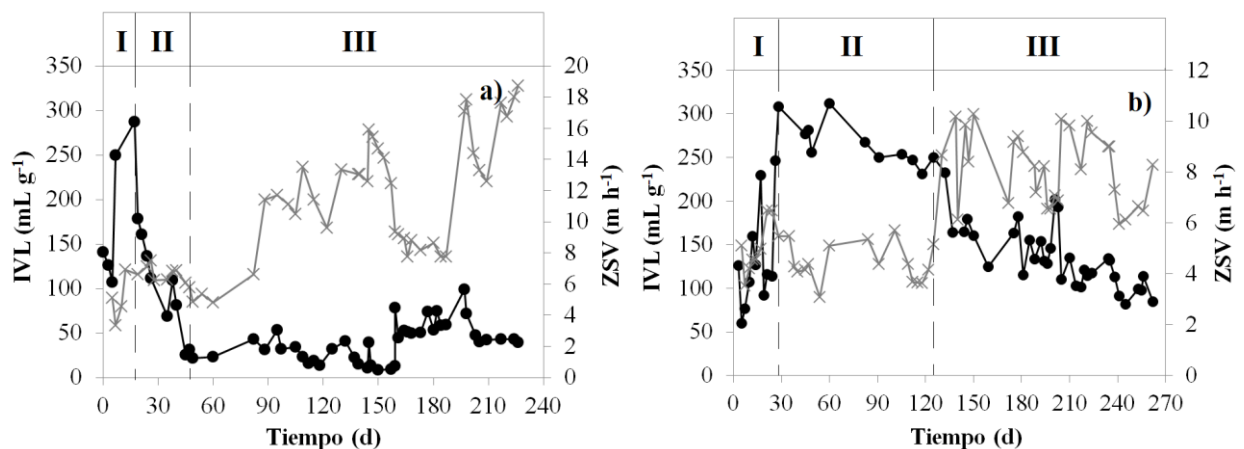


Figura 4.4. Evolución en el IVL (●) y ZSV (x) de la biomasa en rMS (a) y rAG (b).

En rAG el período II estuvo caracterizado por el crecimiento de agregados altamente filamentosos (Figura 4.5, d139), con una morfología indefinida y un diámetro mayor a los observados en rMS

(80% de las partículas con $D > 2.8$ mm) (Figura 4.6a), y valores de ZSV e IVL menores a 6 m h^{-1} y mayores a 220 mL g^{-1} , respectivamente. Posteriormente, se observó una recuperación durante el periodo III, con una tendencia ascendente en la ZSV y descendente en el IVL. Esta mejora en las propiedades de sedimentación fue producto del cambio en la morfología de la biomasa, la cual evolucionó a gránulos más compactos, no filamentosos, con una morfología definida (Figura 4.5, rAG d 264).

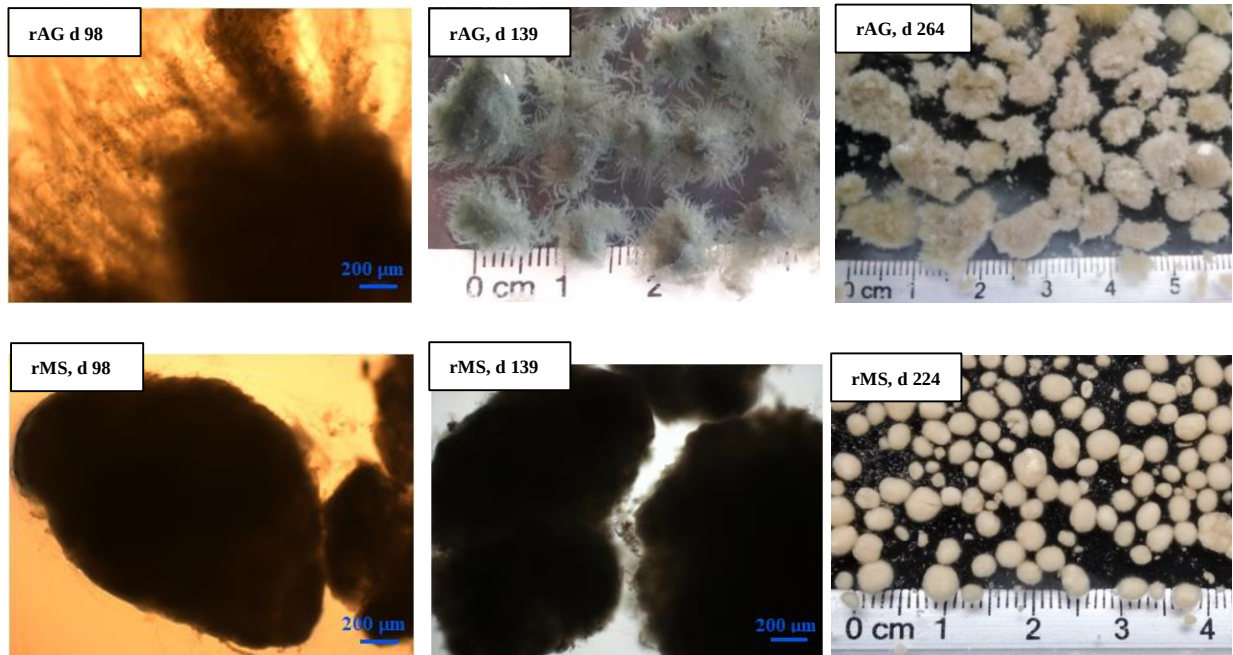


Figura 4.5. Morfología de la biomasa granular en rMS y rAG en diferentes días de operación.

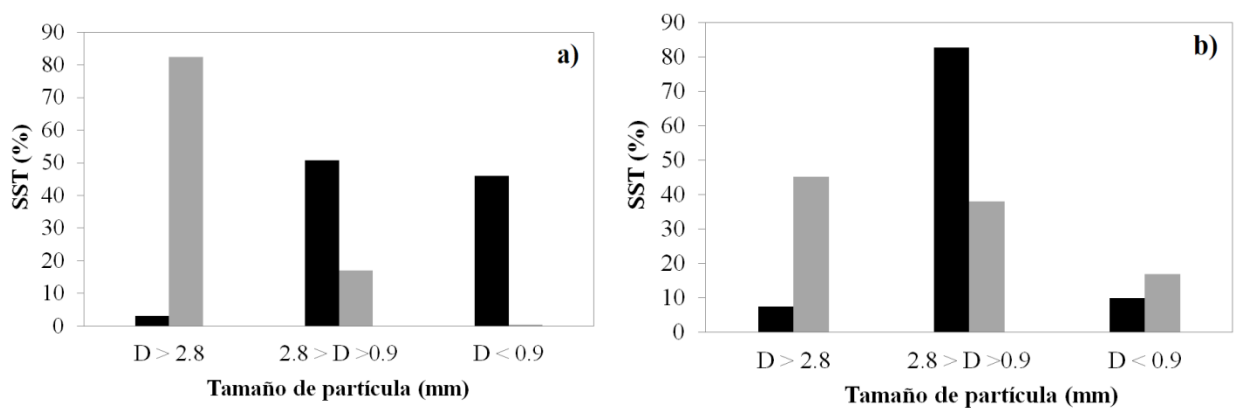


Figura 4.6. Distribución de tamaño de partícula de la biomasa granular de rMS (■) y rAG (■) en los días 139 a) y 239 b) del período III.

4.2.2.1 Propiedades de la biomasa granular

En la Tabla 4.4 se muestran las propiedades físicas de la biomasa de ambos sistemas durante los días 139 y 220 de operación. Se observa que los gránulos cultivados con agua sintética exhibieron mejores cualidades en prácticamente todos los parámetros analizados. Particularmente, la concentración de sólidos en el gránulo (κg) y el IVL indicaron una alta compactibilidad y densidad en los gránulos alimentados con medio sintético, mientras que los agregados filamentosos formados en aguas grises (d 139) presentaron una configuración mucho más ligera, debido probablemente a una estructura poco compacta y a la presencia de espacios vacíos entre los agregados en la cama de lodos sedimentada. Sin embargo, es notable la evolución que se presentó en las propiedades de esta biomasa durante el periodo III, cuando la biomasa evolucionó de agregados altamente filamentosos a gránulos de morfología definida. Durante este periodo se observó un aumento en la velocidad de sedimentación (ZSV) y en la κg , así como una disminución en el IVL y en el coeficiente de desintegración (δ) (Tabla 4.4), lo que indica que se dio un aumento en la compactación y densidad de la biomasa, así como en la resistencia estructural a la disgregación bajo esfuerzos cortantes.

Tabla 4.4. Propiedades físicas de la biomasa en rMS y rAG en diferentes días de operación del periodo III.

Biomasa	ZSV (m h ⁻¹)	IVL (mL g ⁻¹)	κg (g mL ⁻¹)	δ (%)	Dd (mm)
rMS (d 139)	13.1	22.4	56.7	0.4	0.9 < D < 1.7
(d 217)	17.6	43.1	31.4	0.6	1.7 < D < 2.8
rAG (d 139)	9.8	164.8	13.1	4.2	D > 4.8
(d 253)	13.3	98.0	21.7	2.0	2.8 < D < 4.8

A pesar de la mejora obtenida en las características de los gránulos de rAG durante el período III, las propiedades físicas de este tipo de biomasa siempre fueron inferiores a las de los gránulos cultivados con medio sintético, lo que confirma que la composición del medio de alimentación influye en las características y morfología de los gránulos aerobios.

4.2.2.2 Análisis del efecto de la composición del sustrato y el tiempo de ayuno sobre las propiedades de la biomasa granular

La formación de gránulos compactos y con altas propiedades de sedimentación está condicionada a la aplicación de presiones selectivas hidráulicas y biológicas, entre las que resaltan la operación a ciertos valores de COv, con cortos tiempos de sedimentación y altos esfuerzos cortantes, así como la existencia de condiciones de ayuno durante los ciclos. En el presente estudio, los esfuerzos cortantes fueron controlados por medio de la velocidad superficial ascensional de flujo de aire, la cual se mantuvo en 1.43 cm s^{-1} en ambos sistemas. Este valor es mayor que el reportado por Tay *et al.* (2001) como el mínimo necesario para obtener gránulos compactos y estables (1.2 cm s^{-1}). El tiempo de sedimentación se disminuyó gradualmente hasta valores de 1 min en rMS y 3 min en rAG, respectivamente. La COv fue cercana a $4 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ en ambos sistemas. Este valor es similar al aplicado en el cultivo de gránulos usando medios sintéticos (Tay *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2004), y se encuentra en el intervalo aplicado en el tratamiento de agua residual del procesamiento de frijol ($6.0 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$) (Su y Yu, 2005) y de mataderos ($2.6 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$) (Cassidy y Belia, 2005). A pesar de estas condiciones favorables para la formación de gránulos estables, durante el periodo II de rAG el lodo estuvo conformado por agregados filamentosos con pobres propiedades de sedimentación.

El tratamiento de aguas complejas puede conducir al crecimiento de gránulos filamentosos debido a que el material difícilmente biodegradable es degradado a bajas tasas, lo cual puede inducir condiciones de disponibilidad de sustrato durante una fracción extensa de duración del ciclo, y reducir el tiempo de los periodos ayuno. Por otra parte, en este tipo de influentes el sustrato particulado debe ser extracelularmente hidrolizado en compuestos solubles que son posteriormente absorbidos (Henze *et al.*, 1987; Orhon y Çokgör, 1997). Si la hidrólisis se lleva a cabo durante la etapa de reacción aerobia, entonces los productos son consumidos localmente en la superficie del gránulo, conduciendo a micro-gradientes de sustrato en la estructura del gránulo y al consecuente crecimiento de microorganismos filamentosos (Pronk *et al.*, 2015).

El crecimiento de filamentos no suele presentarse cuando los contaminantes se encuentran en forma soluble y son fácilmente biodegradables, ya que estos son absorbidos y almacenados al interior del gránulo por bacterias tipo PAO y GAO durante la etapa de llenado anaerobio (Pronk *et al.*, 2015), evitando la formación de micro-gradientes y permitiendo extensos periodos de ayuno, lo que genera alta estabilidad en los LAeG.

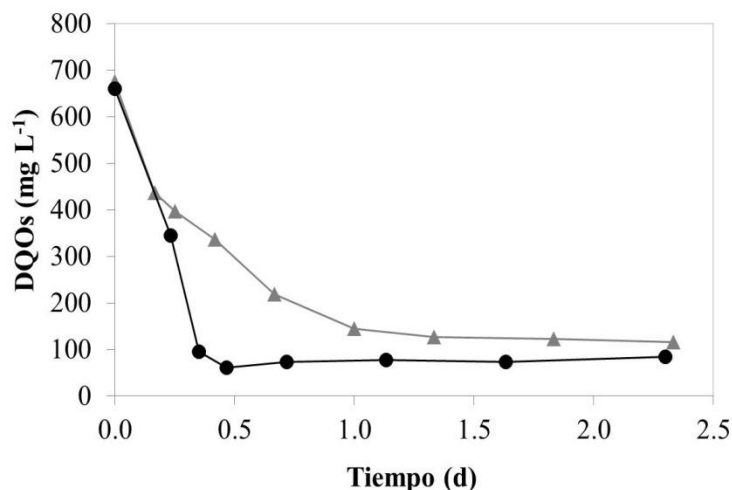


Figura 4.7. Perfiles de degradación de DQOs en un ciclo de operación en rMS (●) (día 33) y rAG (▲) (día 221).

La tasa de consumo de DQOs fue apreciablemente mayor en rMS que en rAG (Figura 4.7), como consecuencia el sustrato fue consumido en un tiempo mucho más corto y los periodos de ayuno fueron mayores en rMS. Esto pudo ser la razón del crecimiento de gránulos estables con medio sintético, y gránulos filamentosos con aguas grises.

Es posible que los 10 min de llenado anaerobio hayan sido suficientes para permitir a los microorganismos la absorción de los compuestos solubles del medio sintético, generando periodos largos de ayuno, mientras que rAG el corto tiempo de llenado anaerobio fue insuficiente para permitir la hidrólisis del material particulado presente en las aguas grises, y la subsecuente absorción de los productos. Como consecuencia, es probable que la fase de hidrólisis también se llevara a cabo durante la fase de reacción aerobia, induciendo menores periodos de ayuno y microgradientes de sustrato, lo que subsecuente condujo al crecimiento de gránulos filamentosos.

Con base en lo anterior, el tratamiento de influentes complejos por lodos granulares requiere de tiempos de llenado anaerobio prolongados que permitan la hidrólisis de las sustancias complejas y la subsecuente absorción y conversión de los productos en polímeros de almacenamiento. Esta condición podría dar a los PAO y GAO una ventaja competitiva sobre los organismos filamentosos.

4.2.3 Efecto de la carga orgánica específica (B_x) en el proceso de granulación

Durante la experimentación se observaron fluctuaciones considerables en el contenido de biomasa (X) en ambos reactores. Estas fluctuaciones, junto con la variación de la DQO del influente (Tabla

3.3), indujeron la aplicación de un amplio intervalo de valores de carga orgánica específica (B_x) durante la operación de los reactores.

La relación entre X y B_x para ambos reactores siguió un modelo potencial, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.76 para rMS y 0.79 para rAG (Figura 4.8). La densidad de puntos en la figura indica que el sistema rAG fue operado a valores altos de B_x debido al bajo contenido de biomasa observado durante la mayor parte de la operación en este reactor, mientras que en rMS la B_x aplicada fue generalmente menor debido a un mayor contenido de biomasa en el sistema durante la mayor parte de la experimentación. En ambos reactores, la B_x fue sensible al cambio de X en un intervalo de 0.5 a 3.0 g de SSV L^{-1} . Sin embargo, a partir de valores X superiores a 3,0 g SSV L^{-1} , la B_x no cambió considerablemente. Por lo tanto, una concentración de biomasa de 3.0 g SSV L^{-1} fue suficiente para operar ambos sistemas granulares a una B_x de aproximadamente 2.0 kg DQO $kg\ SSV^{-1}\ d^{-1}$.

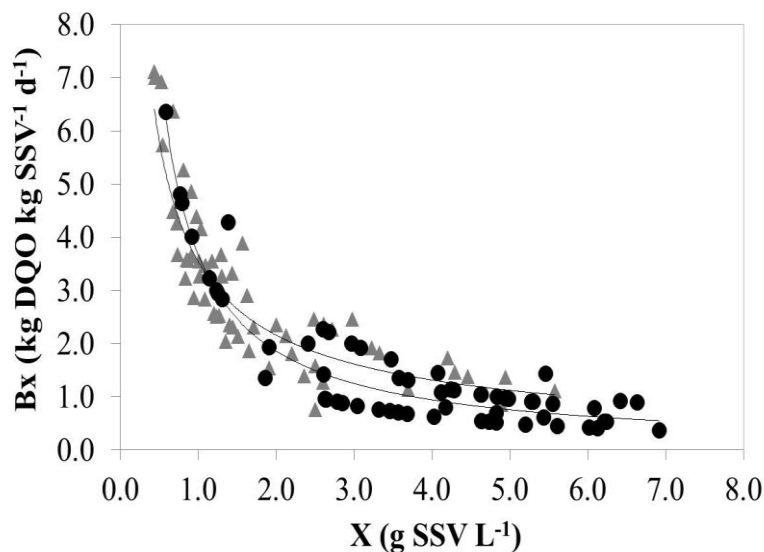


Figura 4.8. Correlación entre B_x y X en la operación de rMS (●) y rAG (▲).

La B_x aplicada en rAG durante los primeros 120 días de operación fue de 4.4 kg DQO $kg\ VSS^{-1}\ d^{-1}$. Posteriormente, durante los últimos 146 días la B_x se redujo a un valor promedio de 2.7 kg DQO $kg\ VSS^{-1}\ d^{-1}$ debido a una disminución de la DQO del influente y al aumento de la X . Se considera que esta reducción en la carga orgánica específica tuvo un efecto positivo sobre la evolución en las propiedades físicas y la morfología de los gránulos de rAG observada durante el periodo III.

Cuando se reduce la B_x se induce una reducción en la tasa de material particulado alimentado por unidad de masa de microorganismos, de forma tal que los gránulos disponen de una menor cantidad

de materia para hidrolizar. Si la relación entre la cantidad de materia hidrolizable y el área superficial se reduce, entonces es probable que una mayor fracción del material particulado pueda ser hidrolizada durante la etapa de llenado anaerobio. Esto permitiría una mayor absorción de los productos y resultaría en una reducción de los micro-gradientes de concentración dentro del gránulo y en un incremento en los periodos de ayuno, generando mayor estabilidad y compactación en la estructura. Esta pudo ser la razón por la cual se observó una mejora apreciable en las propiedades de sedimentación y en la morfología de la biomasa durante el periodo III.

En el caso de rMS, la B_x promedio aplicada fue sensiblemente inferior ($0.84 \text{ kgDQO kg VSS}^{-1} \text{ d}^{-1}$) debido a la alta X mantenida durante la operación (4.5 g SSV L^{-1}), por lo que se considera que esta variable no tuvo un efecto sobre las propiedades de los LAeG.

4.2.3.1 Efecto de la B_x sobre el IVL y la eficiencia de remoción de materia orgánica

El B_x aplicada tuvo un efecto directo sobre el IVL de los LAeG (Figura 4.9). En ambos reactores los niveles más bajos de compactación de la biomasa se obtuvieron con la operación a los mayores niveles de carga orgánica específica, por lo que se infiere que esta variable tiene un efecto negativo sobre la compactación de los gránulos aerobios. En el caso de rMS, la aplicación de B_x inferiores a $2.0 \text{ kg SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ no afectó negativamente el IVL. Sin embargo, la aplicación de B_x mayores resultó en una tendencia creciente en el IVL, alcanzando valores hasta 750 mL g^{-1} .

En rAG el aumento en la B_x también tuvo un efecto negativo sobre el IVL, pero a una tasa menor que la exhibida por rMS, lo que sugiere una mayor tolerancia de la biomasa granular cultivada con aguas grises a la operación a altas cargas orgánicas. En consecuencia, para evitar la pérdida de compactación de los gránulos aerobios se recomienda la operación de los SBR a bajas cargas. Para el caso de los SBR granulares operados en este estudio, los mayores niveles de compactación (menores valores del IVL), se obtuvieron cuando se aplicaron B_x inferiores a $2.0 \text{ kg DQO kg SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

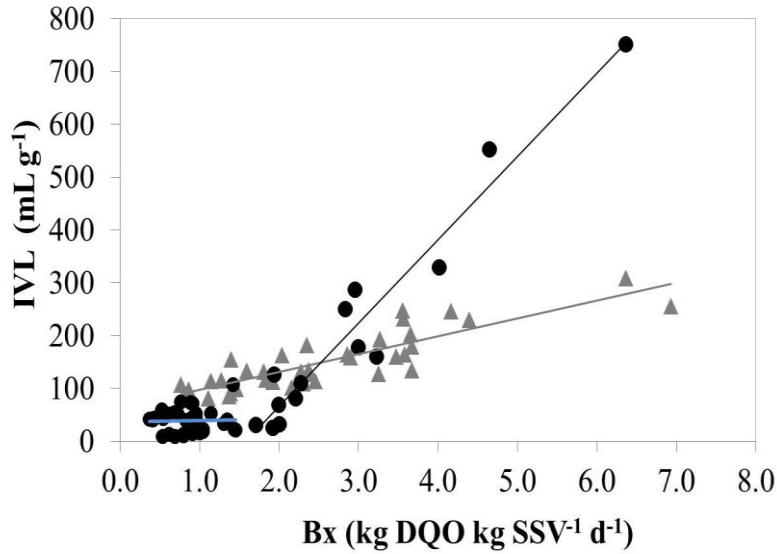


Figura 4.9. Efecto de la Bx sobre el IVL de los LAeG de rMS (●) y rAG (▲).

Junto con la estructura y compactación de la biomasa, la Bx también afectó la eficiencia de remoción de DQO (η) de ambos sistemas (Figura 4.10). Se encontró que existe un intervalo de Bx en el que el sistema es capaz de operar sin afectar su desempeño. Sin embargo, cuando la Bx se incrementa hay un punto en el que la biomasa no es capaz de soportar la carga orgánica, lo que lleva a una caída en la eficiencia del sistema.

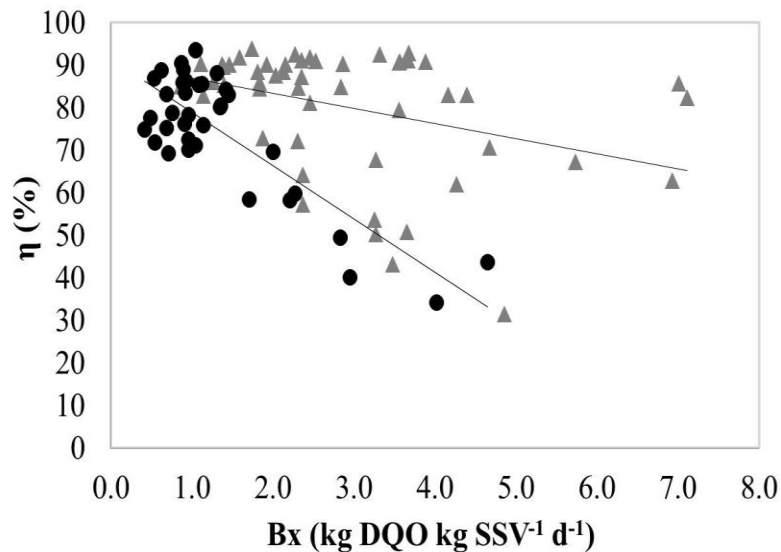


Figura 4.10. Efecto de Bx sobre la eficiencia de remoción de DQO (η) de rMS (●) y rAG (▲).

Las mejores eficiencias de remoción, de 80-90% para rAG y 65-90% para rMS, se obtuvieron aplicando una Bx inferior a $2.0 \text{ kg DQO kg SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$. En ambos casos, la operación a valores

mayores de B_x tuvo un efecto negativo sobre la η (Figura 4.10). Sin embargo, se observó un mayor impacto en el sistema rMS, ya que en rAG la η disminuyó con una pendiente menor, mostrando que la biomasa granular cultivada usando aguas grises tuvo una mayor resistencia a sobrecargas orgánicas.

En rAG, la operación a altos valores de B_x condujo al esponjamiento y pérdida de compactación de los gránulos, lo que resultó posteriormente en la flotación de una fracción de la biomasa y su lavado; afectando la calidad del efluente. El esponjamiento de la biomasa a altas B_x podría estar relacionado con un aumento en las limitaciones de difusión de oxígeno y sustrato debido a una mayor adsorción de partículas en la superficie de los gránulos, resultando en un gradiente agudo de oxígeno disuelto (OD) y sustrato en la estructura de gránulos, lo cual según Mosquera-Corral *et al.* (2005) conduce a una pérdida de estabilidad en los LAeG.

En cuanto al rMS, el incremento de B_x por encima de 2.0 kg DQO kg SSV⁻¹ d⁻¹ estimuló el crecimiento de la biomasa, de la cual una fracción correspondía a flóculos con baja ZSV que fueron lavados continuamente del reactor, afectando también la calidad de los efluentes y consecuentemente la η .

4.2.4 Determinación de los parámetros cinéticos de la biomasa granular

4.2.4.1 Evaluación de actividad de degradación

Durante los 226 días de operación, se hicieron 15 cinéticas de degradación de DQO para rAG y 5 para rMS. En rSM el sustrato se consumió a altas velocidades, dando un promedio de tasa específica de consumo de sustrato (q_s) de 14.5 ± 4.5 kg DQO kgVSS⁻¹ d⁻¹, mientras que en rAG el sustrato se consumió a velocidades menores ($q_s = 7.6 \pm 2.2$ kg DQO kgVSS⁻¹ d⁻¹).

La q_s y la B_x exhibieron una relación directa (Figura 4.11a), que muestra que el aumento en la carga orgánica específica induce un incremento en la actividad de degradación de DQO. Sin embargo, para los mismos valores de B_x , la q_s de rMS fue siempre considerablemente mayor que la de rAG. Este comportamiento probablemente se relacionó con la diferencia en la composición entre ambos influentes. En el medio sintético la fuente de carbono era un compuesto fácilmente biodegradable (acetato de sodio), mientras que en el agua gris hay varios cientos de compuestos orgánicos en fase soluble, coloidal o sólida, de los cuales una fracción elevada es difícilmente biodegradable (Eriksson *et al.*, 2002). Esto indica que la alimentación con un efluente fácilmente biodegradable conduce a mayores tasas de consumo que la alimentación con un efluente complejo.

Dentro del diseño de los ciclos de los SBR granulares se debe considerar la composición y biodegradabilidad del influente, pues se ha demostrado que esta variable afecta la cinética de consumo del sustrato y las propiedades de sedimentación de la biomasa. El análisis cinético permitiría definir el tiempo de reacción necesario para la degradación de la materia orgánica y la duración específica de los periodos de ayuno, mientras que las propiedades de sedimentación de la biomasa permiten definir adecuadamente el tiempo de sedimentación para evitar lavados de biomasa.

4.2.4.2 Evaluación de los parámetros cinéticos utilizando el modelo de Monod

Se analizó el consumo de materia orgánica y el crecimiento celular en rMS y rAG para obtener las constantes cinéticas $\mu_{\max}$ y K_s . Los perfiles obtenidos se muestran en la Figura 4.11b.

Los valores de $\mu_{\max}$ y K_s obtenidos indican que los gránulos cultivados con aguas grises estuvieron compuestos por microorganismos de crecimiento lento con una alta afinidad de sustrato, mientras que los granulados de rMS se formaron mediante microorganismos de rápido crecimiento, con una afinidad de sustrato más baja (Tabla 4.5). Esto concuerda con Chiesa e Irvine (1985), quienes mencionan que los organismos filamentosos tienden a presentar afinidades de sustrato más altas y un $\mu_{\max}$ menor que los organismos no-filamentosos.

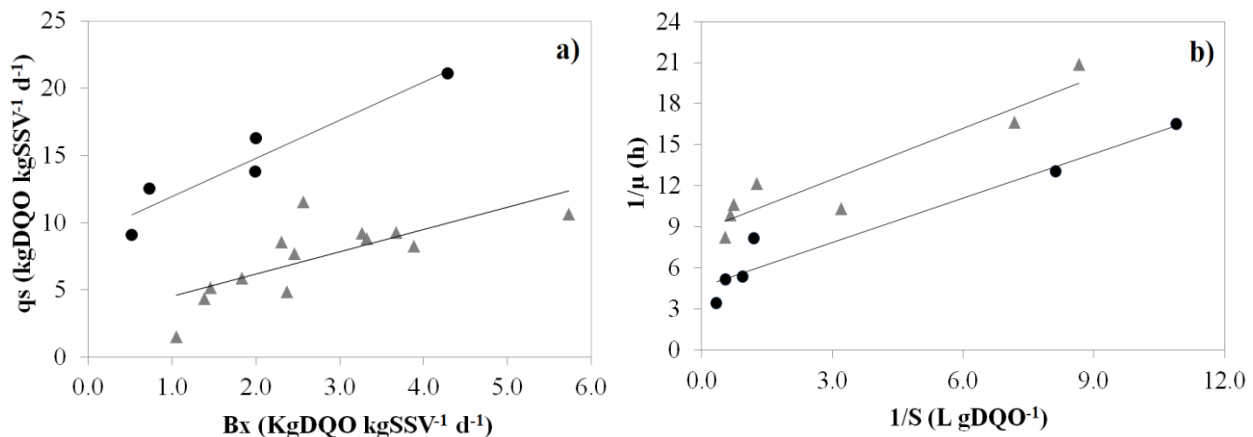


Figura 4.11. Correlación entre la carga orgánica específica (B_x) y la tasa específica de consumo de sustrato (q_s) para rMS (●) and rAG (▲) (a). Representación gráfica por el método de Lineweaver-Burk en rMS (●) $1/\mu = 1.079 \cdot 1/S + 4.632$ y rAG (▲) $1/\mu = 1.241 \cdot 1/S + 8.744$ (b).

Los valores de K_s de los gránulos cultivados en rMS usando acetato de sodio como fuente de carbono son similares a los reportados por Liu *et al.* (2005) para gránulos cultivados usando

glucosa. Sin embargo, el Y_x de los gránulos cultivados con acetato de sodio es considerablemente más alto. Esto puede atribuirse a diferencias en las condiciones de operación entre ambos experimentos. Por otra parte, es importante señalar que no se encontraron valores de μ_{max} para los LAeG cultivados con aguas grises, por lo que los valores obtenidos en este experimento no se pueden comparar con otros.

Los resultados de operación de los reactores mostraron que la cinética de crecimiento celular de los LAeG desempeña un papel importante en el desempeño de los SBR. En este trabajo se observó que el coeficiente de rendimiento de la masa celular (Y_x) tuvo un efecto sobre la tasa de sólidos purgados del sistema durante la etapa de drenado. Se concluyó que cuanto mayor es el Y_x , mayor es la biomasa producida durante la etapa de reacción que debe ser purgada para mantener un valor estable de X dentro del reactor. De esta forma, el alto Y_x de los gránulos cultivados en rMS (Tabla 4.5) condujo al lavado de una gran cantidad de sólidos, resultando en una concentración promedio en los efluentes de $0.31 \text{ g SST L}^{-1}$. Por el contrario, el menor Y_x de gránulos cultivados en aguas grises produjo un contenido considerablemente más bajo de sólidos en los efluentes ($0.073 \text{ g SST L}^{-1}$).

Tabla 4.5. Parámetros cinéticos de la biomasa granular cultivada con diferentes sustratos.

Sistema	Sustrato	X (g SSV L^{-1})	K_s (g L^{-1})	μ_{max} (h^{-1})	Y_x (g SSV g DQO^{-1})	Referencias
SBR granular	SM (acetato)	4.53	$0.22 < 0.24 < 0.26$	$0.16 < 0.22 < 0.33$	$0.28 < 0.50 < 0.72$	Este trabajo
	GW (complejo)	1.80	$0.13 < 0.15 < 0.17$	$0.1 < 0.12 < 0.15$	$0.08 < 0.14 < 0.21$	Este trabajo
	SM (acetato)	4.7	---	---	0.23	Chen <i>et al.</i> (2008)
	SM (glucosa)	8.0	0.27	---	0.18-0.25	Liu <i>et al.</i> (2005)

Los intervalos de confianza para K_s y μ_{max} fueron calculados a partir de los datos experimentales de la Figura 4.11b a una $\alpha=0.1$, con 11 grados de libertad para rAG y 4 para rMS. Los límites de confianza para Y_x fueron calculados con 3 grados de libertad.

4.2.5 Análisis de remoción de contaminantes

El desempeño global de los reactores se evaluó con base en la eficiencia de remoción de materia orgánica (DQOt), N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-} , surfactantes aniónicos y SST. El análisis se llevó a cabo con base los periodos de granulación considerados en el punto 3.2.1, debido a que la eficiencia de remoción de los reactores no fue homogénea durante la fase global de operación.

Para ambos SBR los valores más bajos de eficiencia (η) se observaron durante los primeros dos periodos, en los cuales se dio el proceso de adaptación y agregación de la biomasa para la formación de los gránulos. Posteriormente, durante el periodo III, considerado como la etapa de operación estable, se obtuvieron los valores de η_{DQO} más altos, del 72% y 85% para rMS y rAG, respectivamente (Tabla 4.6).

La baja eficiencia de remoción de DQOt en rMS se debió a la presencia de material particulado en los efluentes debido a lavados de biomasa, lo cual provocó que la DQOp promedio fuera de $207 \pm 119 \text{ mg L}^{-1}$. Sin embargo, la DQOs se mantuvo constante, en valores menores a 70 mg L^{-1} (Figura 4.4a). Esto resultó en una eficiencia de remoción de DQOs del 93%.

En rAG, la evolución de la biomasa a gránulos estables no-filamentosos, observada durante el periodo III, permitió una reducción en la cantidad de sólidos lavados, generando efluentes con un contenido de DQOp promedio de $77 \pm 106 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 4.4b).

Con respecto a la remoción de N-NH_4^+ y P-PO_4^{3-} , el sistema rAG presentó eficiencias del 89 y 86% respectivamente, mientras que en rMS se lograron eficiencias del 90.7 y 22.1% (Tabla 4.6). La baja eficiencia de eliminación de fósforo en rMS se debió a la alta concentración de fosfatos en el medio sintético de alimentación, los cuales fueron utilizados como medio de amortiguamiento de pH debido a que este reactor presentó una tendencia a la alcalinización.

Tabla 4.6. Eficiencia de remoción durante la etapa de operación estable (Periodo III; n=45)

Parámetro (mg L^{-1})	rMS	rAG
DQOt	72 ± 13	85 ± 11
DQOd	93 ± 6	92 ± 3
N (N-NH_4^+)	91 ± 13	89 ± 13
P (P-PO_4^{3-})	22 ± 13	86 ± 20
SST	--	70 ± 30
Surfactantes aniónicos	--	96 ± 6

La eficiencia de remoción de surfactantes en rAG fue del 95%. Este valor es muy similar al reportado en otros estudios sobre tratamiento de aguas grises (Hernández Leal *et al.*, 2010b; Bani-

Melhem y Smith, 2012; Smith y Bani-Melhem, 2012), lo cual indica que la biomasa granular presentó una adecuada adaptación a este tipo de compuestos.

Con respecto a la aplicación de distintos sistemas biológicos (Tabla 2.5): Gross *et al.* (2007), Merz *et al.* (2007) y Laaffat *et al.* (2017) reportan η_{DQO} muy similares a las observadas en rAG a partir de la operación un bioreactores de flujo de recirculación vertical, MBR y humedales artificiales acoplados a desinfección, respectivamente. Sin embargo, las eficiencias de remoción de nitrógeno y fósforo reportadas en estos trabajos fueron menores y el TRH considerablemente mayor. En el caso de Paulo *et al.* (2013) se obtuvo una η_{DQO} mayor a la de rAG, sin embargo el TRH fue 6.5 veces mayor, lo que coloca al humedal en una notable desventaja con respecto a la capacidad volumétrica de tratamiento del SBR de lodos granulares.

La comparación más cercana se presenta con el trabajo de Hernández Leal *et al.* (2010), quienes operaron un SBR de biomasa flocular. En este trabajo se obtuvieron η_{DQOt} superiores a las de rAG, sin embargo las eficiencias de remoción de N y P fueron menores y el TRH fue 50% mayor. Adicionalmente, la concentración de contaminantes en las aguas grises tratadas en los trabajos mencionados fueron considerablemente menores a las de las muestras tratadas en rAG. Toda esta información permite inferir que el reactor de lodos granulares desarrollado para el tratamiento de aguas grises es un sistema compacto, capaz de operar a altas cargas de forma estable y con menores TRH comparado con otras tecnologías de tratamiento biológico.

4.2.6 Efecto de los sólidos suspendidos sobre la calidad del efluente

En rMS se dieron lavados continuos de biomasa con el efluente durante los tres periodos (Figura 4.12a). Los valores más altos se observaron durante los periodos I y II, con promedios de 0.79 ± 0.62 y 0.60 ± 0.41 g SST L^{-1} , respectivamente. Posteriormente, con la estabilización y maduración de la biomasa granular durante el periodo III, se observó una disminución en la cantidad de biomasa lavada, produciendo efluentes con una concentración de sólidos de 0.42 ± 0.25 g SST L^{-1} .

En rAG los lavados más intensos se dieron también durante el periodo I. Posteriormente, se presentó una reducción considerable en la cantidad de biomasa purgada, lo cual permitió observar un efecto de remoción de los SST presentes en las aguas grises (Figura 4.12b). La η_{SST} durante la etapa de operación estable, que considera únicamente la diferencia entre los sólidos de entrada y salida, y no la contribución por biomasa, fue del 70%. Esto permitió generar efluentes con una concentración de 0.09 ± 0.08 g SST L^{-1} .

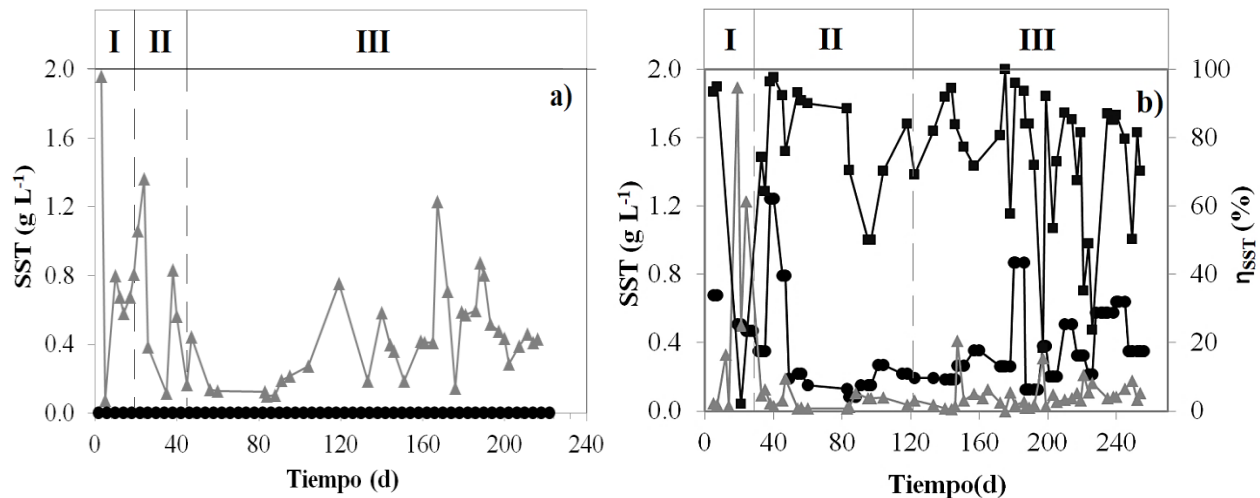


Figura 4.12. Contenido de sólidos en el influente (●) y efluente (▲) de rMS (a) y rAG (b) y eficiencia de remoción de sólidos en rAG (■).

La remoción de sólidos observada en rAG puede atribuirse a la presencia de microorganismos en la superficie con alta afinidad por partículas sólidas (de Kreuk *et al.*, 2010). Así mismo, el manto de lodos formado por los gránulos durante la etapa de sedimentación puede actuar como un factor para la retención y atrapamiento de sólidos, los cuáles son hidrolizados posteriormente durante la etapa de llenado aerobio (Rocktäschel *et al.*, 2015). Por otra parte, el lavado continuo de sólidos observado en rMS es una cuestión que ya ha sido reportada en otros estudios (Arrojo *et al.*, 2004; Schwarzenbeck *et al.*, 2005; Val del Río *et al.*, 2012; Rocktäschel *et al.*, 2015). La presencia de sólidos en los efluentes es un problema que afecta de forma directa el desempeño de los reactores de lodos granulares. Sin embargo, este fenómeno se puede evitar si el tiempo de sedimentación se fija considerando las propiedades de sedimentación y la concentración de la biomasa dentro del reactor, de forma tal que se permita la sedimentación completa de la cama de lodos y se evite el lavado de la biomasa.

Se encontró que la concentración de material particulado en los efluentes fue prácticamente independiente del contenido de sólidos suspendidos en las aguas grises ($R^2 < 0.4$). Esto condujo a la hipótesis de que el sistema es capaz de amortiguar los sólidos de alimentación hasta un límite determinado, por lo que se analizó el efecto de la carga orgánica particulada específica sobre la concentración de sólidos en el efluente. rAG fue capaz de resistir cargas de hasta 1.5 kg DQOp kg VSS d⁻¹ sin que la calidad del efluente se viera afectada por sólidos suspendidos. Sin embargo, cuando se excedió este valor, el sistema no fue capaz de amortiguar la carga de DQOp y la calidad del efluente se vio afectada por la presencia de sólidos (Figura 4.13).

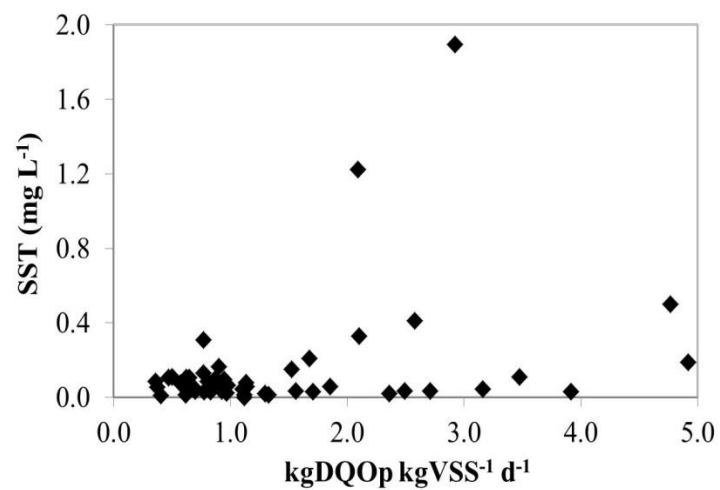


Figura 4.13. Efecto de la carga orgánica específica particulada sobre el contenido de SST en los efluentes de rAG.

4.3 Efecto de la composición de las aguas grises sobre la estructura y actividad de los LAeG

El análisis del proceso de granulación llevado a cabo en el punto 4.2 demostró que las propiedades de los LAeG son dependientes de la composición del influente. Esto condujo a la hipótesis de que gránulos estables, cultivados con el medio sintético, experimentarían un cambio en su morfología y en sus propiedades estructurales cuando se cambiara el medio de alimentación a aguas grises.

4.3.1 Pruebas de inhibición

El porcentaje de reducción en la concentración de oxígeno disuelto después de un tiempo apropiado de reacción es un índice adecuado para la evaluación de los efectos de inhibición (Cokgor *et al.*, 2007). Debido a ello se llevaron a cabo pruebas de consumo de oxígeno para determinar si existe un efecto inhibitorio de las aguas grises sobre la actividad de gránulos aerobios cultivados previamente con medio sintético. Se prepararon muestras de influente compuestas por diferentes proporciones de agua gris y agua sintética (Tabla 4.7), de acuerdo con la metodología propuesta por Paixão y Anselmo (2002), Cokgor *et al.* (2007) y Surerus *et al.* (2014).

Tabla 4.7. Mezclas de agua gris y medio sintético preparadas en las pruebas de inhibición.

Concentración de agua gris en la mezcla (% v/v)	Volumen de agua gris (mL)	Volumen de agua sintética (mL)	Concentración inicial de biomasa X_0 (g SSV L ⁻¹)
0	0	200	0.46
25	50	150	0.49
50	100	100	0.46
75	150	50	0.46
100	200	0	0.46

Los resultados obtenidos mostraron que se obtiene una respuesta favorable en la actividad de respiración de los LAeG con el aumento en la proporción de aguas grises en el influente hasta el 75% (Figura 4.14), lo cual indica que las aguas grises no ejercen un efecto inhibitorio sobre la q_{O_2} de los gránulos.

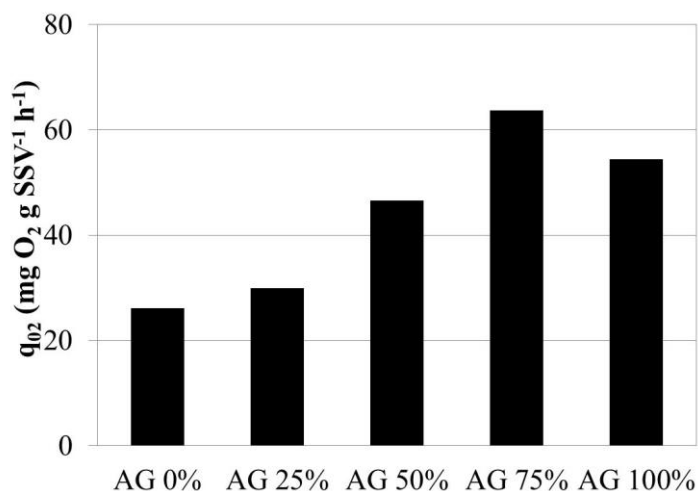


Figura 4.14. Efecto de la proporción de aguas grises sobre la actividad de respiración de los LAeG cultivados en medio sintético.

4.3.2 Efecto de las aguas grises sobre las propiedades de los LAeG

Se llevó a cabo la operación de un SBR alimentado con mezclas compuestas de aguas grises (GW) y medio sintético (SM), utilizando como inóculo LAeG estables, cultivados previamente con un medio sintético (Figura 4.17, día 0). La estrategia experimental consistió en un incremento paulatino en la fracción de GW en el medio de alimentación. Los primeros 10 días de operación (figuras 4.15-4.16), corresponden a un periodo del experimento previo, en el que la biomasa fue alimentada únicamente con medio sintético. Este periodo fue incluido para tener una referencia.

La sustitución de medio sintético por aguas grises produjo una pérdida en las propiedades de sedimentación de la biomasa (Figura 4.15a), la cual se vio reflejada en una tendencia ascendente en el IVL y una reducción en la velocidad de sedimentación a partir del día 15. Esta tendencia se mantuvo durante los siguientes periodos de experimentación, por lo que el IVL cambió de un valor inicial de 13 mL g $^{-1}$ a un valor de 140 mL g $^{-1}$ al final del experimento. Con respecto a la ZSV se observó una tendencia irregular, con un aumento durante el tercer periodo, y una caída en el cuarto periodo (100% GW), llegando a valores de aproximadamente 9 m h $^{-1}$.

La pérdida en las propiedades de sedimentación del lodo granular fue producto de un proceso de esponjamiento gradual de la biomasa y de desgranulación, el cual comenzó a observarse a partir el día 18 y condujo a la formación de dos fases claramente distinguibles en el licor mezclado, una de lodos granulares que representaba aproximadamente el 30% del volumen y otra de flóculos de menor tamaño. La biomasa flocular presentó una menor velocidad de sedimentación que los

gránulos, lo que provocó su lavado del sistema y la subsistencia de una fracción pequeña de gránulos dentro del reactor. Por ello se observó un aumento en la ZSV entre los días 25 y 26 (Figura 4.15a). Esta fracción de gránulos presentó un cambio gradual en su morfología, con un esponjamiento y crecimiento de filamentos (Figura 4.17, día 31), los cuales se consolidaron durante las últimas dos etapas, mostrando un IVL y ZSV estables.

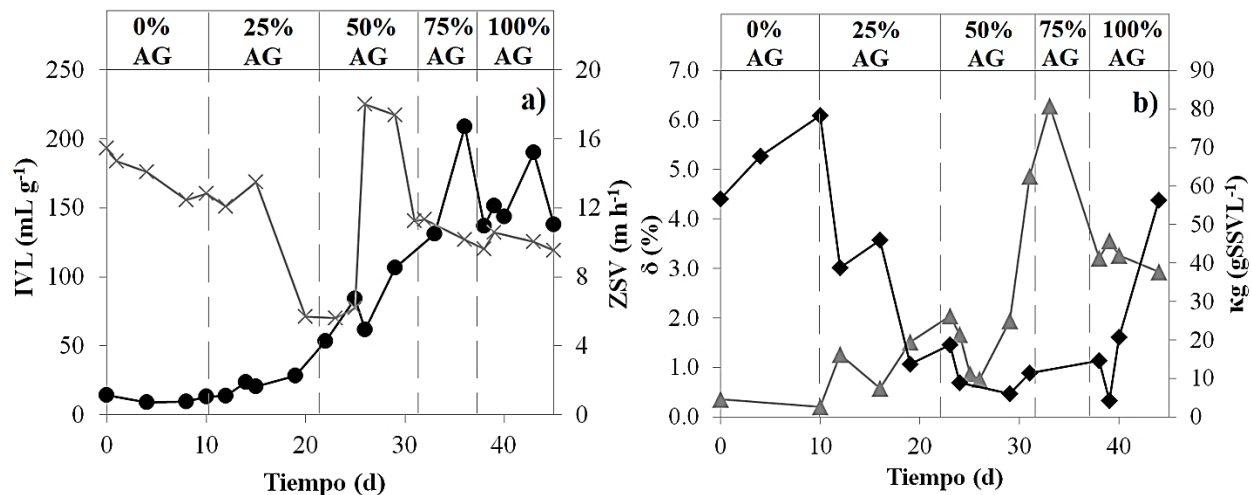


Figura 4.15. Cambio con respecto al tiempo en el IVL (●) y la ZSV (X) de los LAeG (a). Cambio con respecto al tiempo del coeficiente de desintegración (▲) y la concentración de sólidos en el gránulo (◆) (b).

La alimentación de un 25% de AG en el influente indujo una tendencia ascendente en el coeficiente de desintegración (δ) (Figura 4.15b), de tal forma que el valor de δ aumentó de 0.2% a 3.8% con la alimentación de aguas grises al 100%, reflejando una menor estabilidad estructural en los gránulos. De forma similar, se observó un efecto negativo en la densidad de la biomasa debido a una disminución continua de la κ_g durante la segunda y tercera etapa experimentales (Figura 4.15b).

La sustitución del medio sintético por aguas grises produjo también un cambio en las propiedades cinéticas de la biomasa granular. Se observó un incremento en la actividad de respiración (q_{O_2}), principalmente entre los días 27 y 31, que corresponden al periodo en el que comenzó el crecimiento de los agregados filamentosos (Figura 4.16). Este comportamiento coincide con los experimentos previos, en donde se observó que las aguas grises ejercían un efecto estimulante en la actividad de respiración.

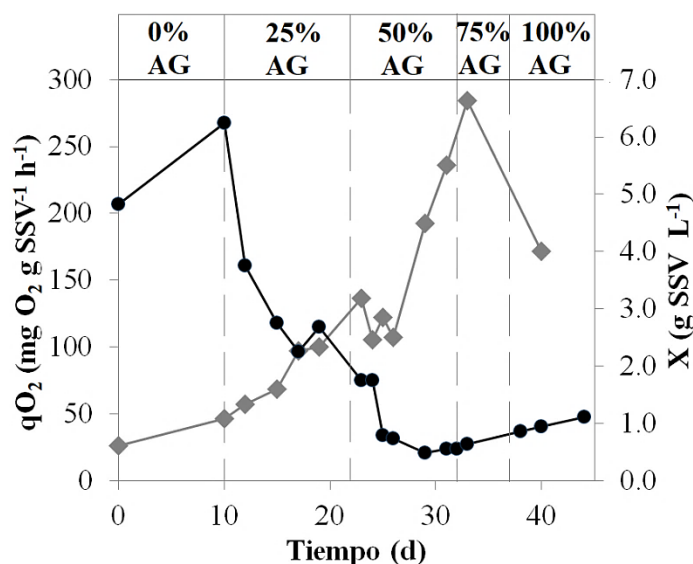


Figura 4.16. Cambio en la concentración de biomasa dentro del reactor (●) y en su actividad respiratoria (qO_2) (◆).

Por otra parte, se observó una tendencia descendente en la q_s a partir de la alimentación del 25% de aguas grises. La q_s de la biomasa alimentada únicamente con MS fue de 14.5 kg DQO kg SSV $^{-1}$ d $^{-1}$, posteriormente, la alimentación del 25% de GW produjo una caída hasta 4.5 kg DQO kg SSV $^{-1}$ d $^{-1}$. Esta tendencia se mantuvo durante las siguientes etapas, llegando a 3.5 kg DQO kg SSV $^{-1}$ d $^{-1}$ cuando el influente fue reemplazado completamente por aguas grises.

El cambio en la composición de la alimentación produjo un esponjamiento de la biomasa y el crecimiento de microorganismos filamentosos. Con el incremento en la fracción de aguas grises, aumentó la cantidad de partículas sólidas y coloidales difícilmente biodegradables, las cuales deben ser hidrolizadas en la superficie granular antes de su absorción al interior de la estructura (Pronk *et al.*, 2015). Si la hidrólisis del material particulado no se completa durante la etapa de llenado anaerobio, entonces el sustrato es hidrolizado y consumido en la periferia del gránulo durante la etapa de reacción aerobia, y no se permite la difusión de los productos al interior, induciendo el debilitamiento de la estructura. Esta pudo haber sido la razón de la desgranulación observada durante el experimento, la cual se vio acentuada por la baja capacidad hidrolítica de los microorganismos en el lodo de inóculo, pues este fue cultivado previamente con medio sintético conteniendo únicamente compuestos en forma soluble.

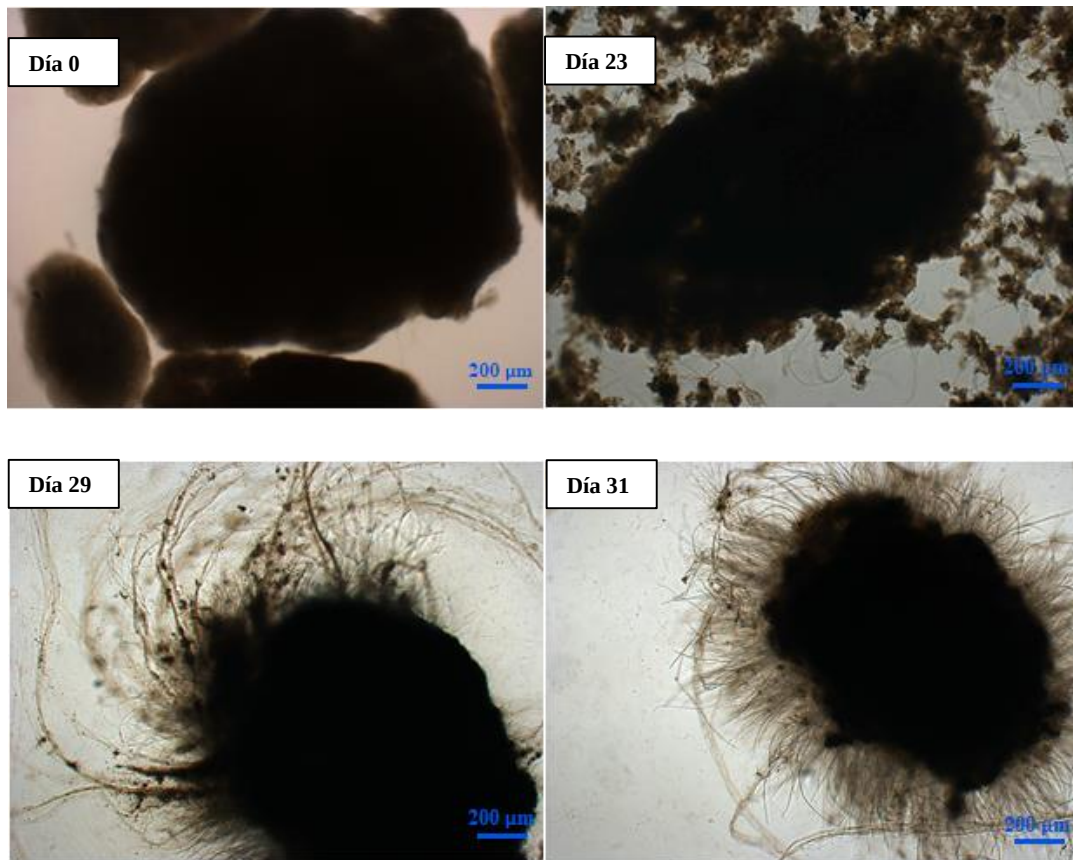


Figura 4.17. Cambio en la morfología de la biomasa con respecto al tiempo de operación.

Los resultados generados permiten concluir que, las propiedades físicas y cinéticas de la biomasa granular son dependientes de la composición fisicoquímica del medio de alimentación. De tal manera que si se desea cultivar biomasa altamente compacta y estable, se debe diseñar el ciclo considerando los tiempos de llenado anaerobio y de ayuno suficientes para permitir la hidrólisis del material complejo y el posterior almacenamiento de los productos al interior de la estructura.

4.4 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre los SBR de lodos granulares

Para evaluar el efecto de la reducción de los periodos de ayuno sobre las propiedades de los lodos granulares se redujo el tiempo de aireación en patrones distintos en dos SBR. Las principales variables y condiciones de operación se muestran en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Condiciones de operación de los SBR.

Unidades		R1	R2
Influyente		Aguas grises	Aguas grises
Ciclo	h	6.0/4.8/4.0/3.0	6.0/3.0
Alimentación	min	10-11	8.5-11
Reacción	min	Variable	Variable
Sedimentación	min	1.5-3.4	1.4-3.1
Descarga	min	2.8-3.4	2.5-3.5
TRH _{aplicado}	h	8.0/6.4/5.3/4.0	8.0/4.
TRH _{teórico}	h	1.6-9.5	1.2-9.8
K _{La}	min ⁻¹	0.031	0.031
VVM	min ⁻¹	1.4	1.4
Vel sup	cm s ⁻¹	1.43	1.43
Coeficiente α		0.10-0.33	0.10-0.52

4.4.1 Análisis del consumo de sustrato durante la etapa de aireación en los SBR

El periodo I estuvo caracterizado por el tiempo de aireación y ayuno más prolongados ($t_{ae} = 5.7$ h). Los perfiles de degradación de DQO soluble (DQOs) y de la q_{O_2} para un ciclo de operación indican la existencia de dos etapas de consumo de sustrato (Figura 4.18): una caracterizada por una alta pendiente, en la cual es consumido el sustrato fácilmente biodegradable, y una segunda etapa con una pendiente considerablemente menor, en la que únicamente permanece disponible una fracción de sustrato con baja biodegradabilidad.

El perfil de degradación de DQOs indica que la fracción biodisponible de materia orgánica soluble es degradada en un periodo corto, de aproximadamente 1 h. Sin embargo, el perfil de la q_{O_2} muestra que los LAeG continúan teniendo una actividad de respiración apreciable hasta prácticamente la

tercera hora de duración de la etapa de reacción (Figura 4.18). Después de 3.7 h de haber iniciado la etapa de reacción la q_{O_2} ya no disminuye de forma considerable y se mantiene en valores estables, cercanos a $20 \text{ mg O}_2 \text{ g VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$, por lo que se asume que los periodos de ayuno durante la etapa 1 fueron de aproximadamente 2.1 h, que corresponde al 36% del tiempo de duración total de la etapa de aireación.

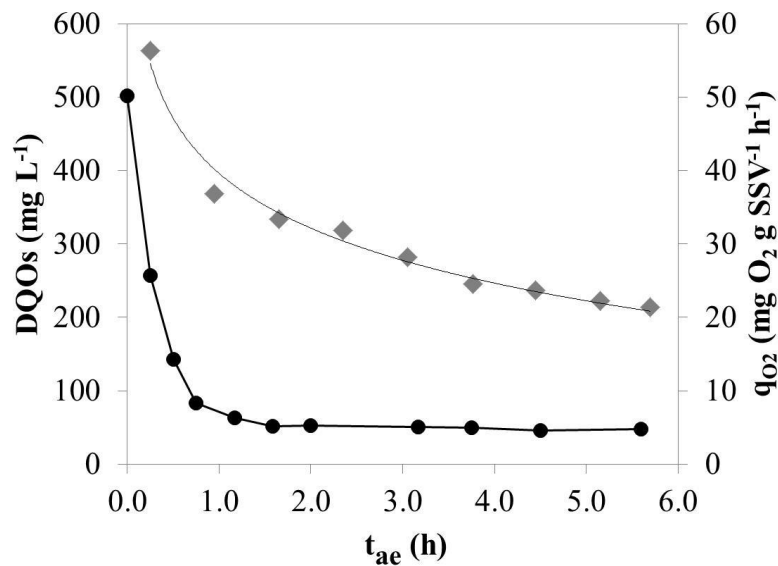


Figura 4.18. Perfiles de consumo de DQOs (●) y de la q_{O_2} (◆) durante el Periodo I de R1.

4.4.2 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre las propiedades físicas de los LAeG

La disminución en t_{ae} produjo un aumento en la carga orgánica volumétrica (COv) de ambos reactores, el cual fue considerablemente mayor en R2, donde la reducción súbita en t_{ae} , de 5.8 a 2.6 h, condujo a la aplicación de COv de hasta $5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, mientras que en R1, la reducción paulatina en t_{ae} sólo condujo a aumentos considerables en la COv hasta el último periodo, en el que se alcanzaron valores cercanos a $6 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Figura 4.19). Este factor debe tomarse en cuenta, pues ha sido reportado que la carga orgánica es un parámetro de influencia sobre las propiedades físicas de los LAeG (Moy *et al.*, 2002; Adav *et al.*, 2008).

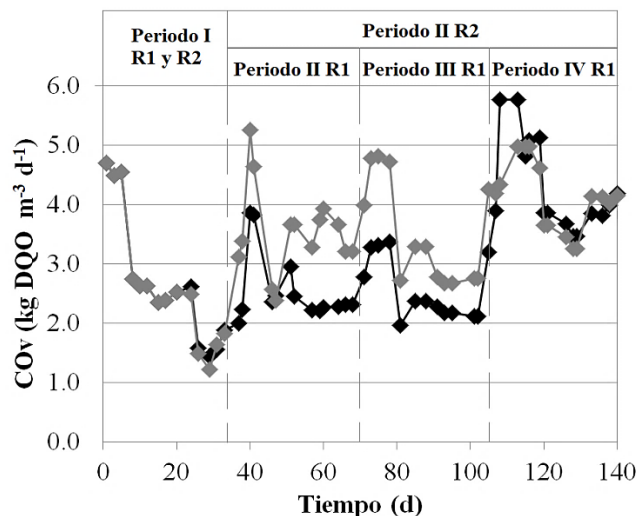


Figura 4.19. Cambio en la COv debido a los distintos t_{ae} aplicados en R1 (♦) y R2 (◆).

Las propiedades físicas de los gránulos aerobios en ambos SBR se vieron afectadas con la disminución en los periodos de ayuno. En R1, se produjo una pérdida importante de compactación en la biomasa durante el Periodo III, por lo que el IVL aumentó a 110 mL g⁻¹ y la concentración de sólidos en el gránulo (Kg) disminuyó hasta valores menores a 10 g L⁻¹ (Figura 4.20a). Adicionalmente la velocidad de sedimentación (ZSV) y el coeficiente de desintegración (δ) disminuyeron, indicando una menor estabilidad de la biomasa con respecto a los gránulos del Periodo I. Posteriormente, durante el periodo IV se observó una recuperación en las propiedades de la biomasa, la cual exhibió valores estables y similares de IVL y ZSV a los de la biomasa en el Periodo I, sin embargo los valores de Kg y δ fueron menores (Figura 4.20a y Tabla 4.9).

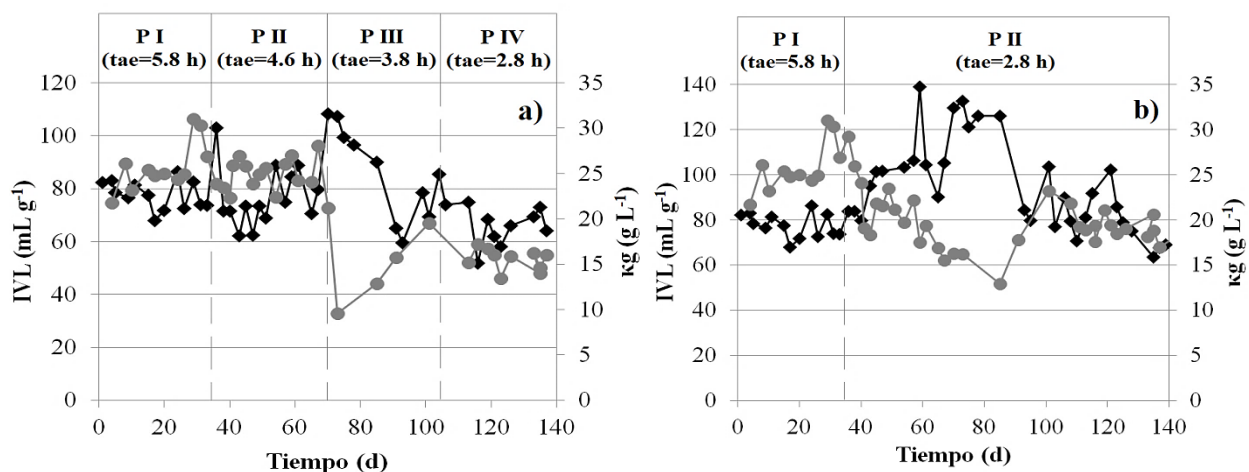


Figura 4.20. Análisis del IVL (♦) y Kg (●) en las diferentes etapas de R1 (a) y R2 (b).

En R2 la reducción súbita en el t_{ae} , de 5.8 a 2.8 h, produjo una minimización en los periodos de ayuno y, como consecuencia, la pérdida de compactación de la biomasa, lo cual se reflejó en una tendencia ascendente en el IVL, llegando hasta valores de 140 mL g^{-1} , y una tendencia descendente en la Kg, la cual cayó hasta valores cercanos a 12 g L^{-1} (Figura 4.20b). Así mismo, la ZSV se redujo hasta 9.1 m h^{-1} . Sin embargo, a partir del día 90 de operación se observó una recuperación en las propiedades, alcanzando niveles estables en el IVL, Kg y ZSV, con valores cercanos a 80 mL g^{-1} , 20 g L^{-1} y 20 m h^{-1} respectivamente. Esta recuperación en la parte final del experimento fue similar a la observada en R1, e indica que la reducción en los periodos de ayuno inicialmente induce un aumento en las condiciones de estrés sobre los gránulos, provocando la pérdida de compactación y propiedades de sedimentación. Posteriormente la biomasa muestra una adaptación, que probablemente se debe a un proceso dinámico selectivo en el que permanecen en el sistema aquellos microorganismos con la capacidad de subsistir bajo condiciones de cortos o nulos periodos de ayuno.

4.4.3 Efecto de la disminución del tiempo de aireación sobre la morfología de los LAeG

Durante el Periodo I ($t_{ae} = 5.8 \text{ h}$), la biomasa estuvo conformada por gránulos con una morfología definida y con las propiedades más altas de sedimentación observadas durante todo el periodo experimental, con un diámetro predominante de entre 2.8 y 1.2 mm (Figura 4.21a). Posteriormente, la reducción en t_{ae} condujo al crecimiento de microorganismos filamentosos en la superficie de los gránulos, el cual fue más acelerado en la biomasa de R2, donde 10 d después de haber aplicado el cambio se observó la formación de agregados filamentosos. Este proceso continuó durante las semanas subsecuentes, conduciendo a la predominancia de gránulos altamente filamentosos (Figura 4.21c y e, 4.22e y f), similares a los reportados por McSwain *et al.* (2004), Schwarzenbeck *et al.* (2005) y de Kreuk *et al.* (2010). En R1 la disminución paulatina en t_{ae} condujo también al crecimiento de organismos filamentosos en la superficie granular, pero con una velocidad considerablemente menor.

Los gránulos filamentosos formados en R2 presentaron una alta sensibilidad a las fluctuaciones de COv, de tal forma que la aplicación de cargas cercanas a $5 \text{ kg DQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ indujo la desgranulación durante los días 40 y 73. Sin embargo, con la reducción en la COv se observó la autoagregación de la biomasa para la formación de nuevos gránulos de diámetro menor a 1.2 mm, los cuales

progresivamente incrementaron su tamaño con el transcurso de las semanas. De forma similar, la aplicación de una COV de 4.3 kg DQO m³ d⁻¹ indujo la desgranulación de la biomasa en R1 durante el periodo IV. Posteriormente se dio la recuperación del sistema con la formación de gránulos pequeños, los cuales crecieron gradualmente en tamaño. Sin embargo, la recuperación no fue completa, ya que durante los últimos días del experimento la biomasa presentó una distribución heterogénea en el tamaño de partícula, con gránulos de 1.2 a 2.8 mm de diámetro, y agregados mucho más pequeños, con un diámetro menor a 0.25 mm (Figura 4.21f).

El fenómeno de desgranulación debido a la aplicación de altas cargas ya ha sido previamente reportada (Liu y Tay, 2007). Cuando se reducen los periodos de ayuno se incrementa la tasa de suministro de sustrato, lo cual induce condiciones de estrés y el subsecuente crecimiento de microorganismos filamentosos y la inestabilidad de la biomasa. Este fenómeno se agudiza en el tratamiento de efluentes complejos en los que la degradación de los contaminantes en forma particulada y coloidal puede conducir a gradientes de difusión de sustrato y oxígeno, y al posterior debilitamiento de la estructura (Pronk *et al.*, 2015).

El análisis de la biomasa por microscopía electrónica de barrido (SEM) reveló que los gránulos en el Periodo I presentaron una morfología superficial definida (Figura 4.22a), con una estructura interna integrada por una matriz de EPS y diferentes tipos de microorganismos (Figura 4.22b-d). Es probable que la matriz de EPS haya inducido la alta estabilidad estructural y compactación de los gránulos durante dicho periodo. Por otra parte, los gránulos filamentosos formados en R1 y R2 durante el Periodo II presentaron una superficie altamente porosa (Figura 4.22e y f), integrada principalmente por microorganismos filamentosos (Figura 4.22g). El análisis de su estructura interna mostró la predominancia de diferentes consorcios de bacterias, de forma similar a lo observado con los gránulos no-filamentosos del periodo I.

El crecimiento de microorganismos filamentosos en gránulos aerobios ya ha sido previamente reportado (McSwain *et al.*, 2004b; Mosquera-Corral *et al.*, 2005; Schwarzenbeck *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2007; Liu y Tay, 2007; de Kreuk *et al.*, 2010). Estos microorganismos pueden estar integrados por distintos tipos de bacterias y hongos (Liu y Liu, 2006; Chen *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2010; Figueroa *et al.*, 2015). Entre los principales factores que inducen su proliferación se encuentran la composición del influente, el desbalance entre las condiciones de disponibilidad-ayuno de sustrato, y la operación a bajas concentraciones de OD y altos TRS (Liu y Liu, 2006).

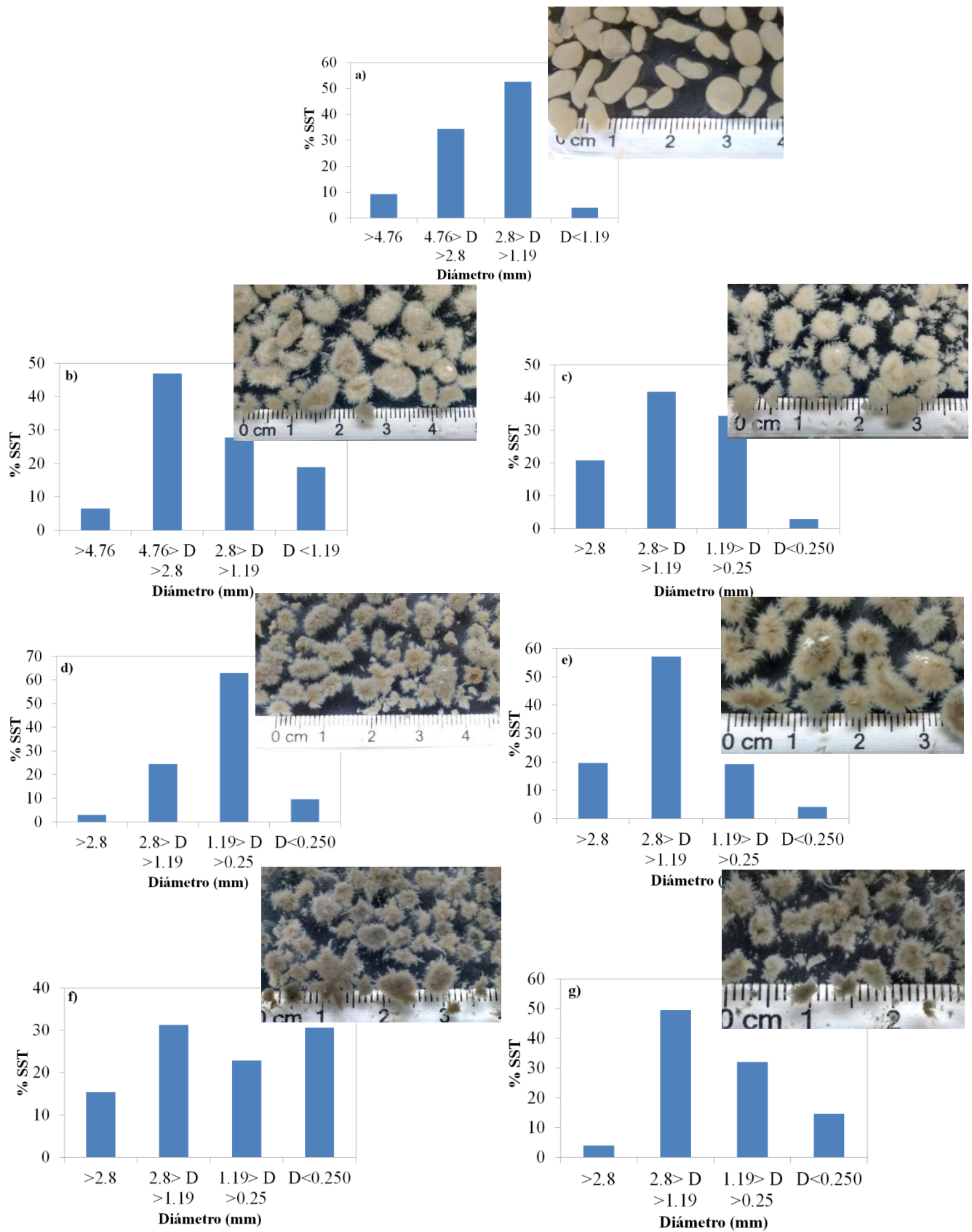


Figura 4.21. Morfología y distribución de tamaño de la biomasa granular de R1 en PI (d30, a), PII (d68, b), PIII (d105, d), PIV (d140, f) y en R2 en PII (d68, c; d105, e; d140, g).

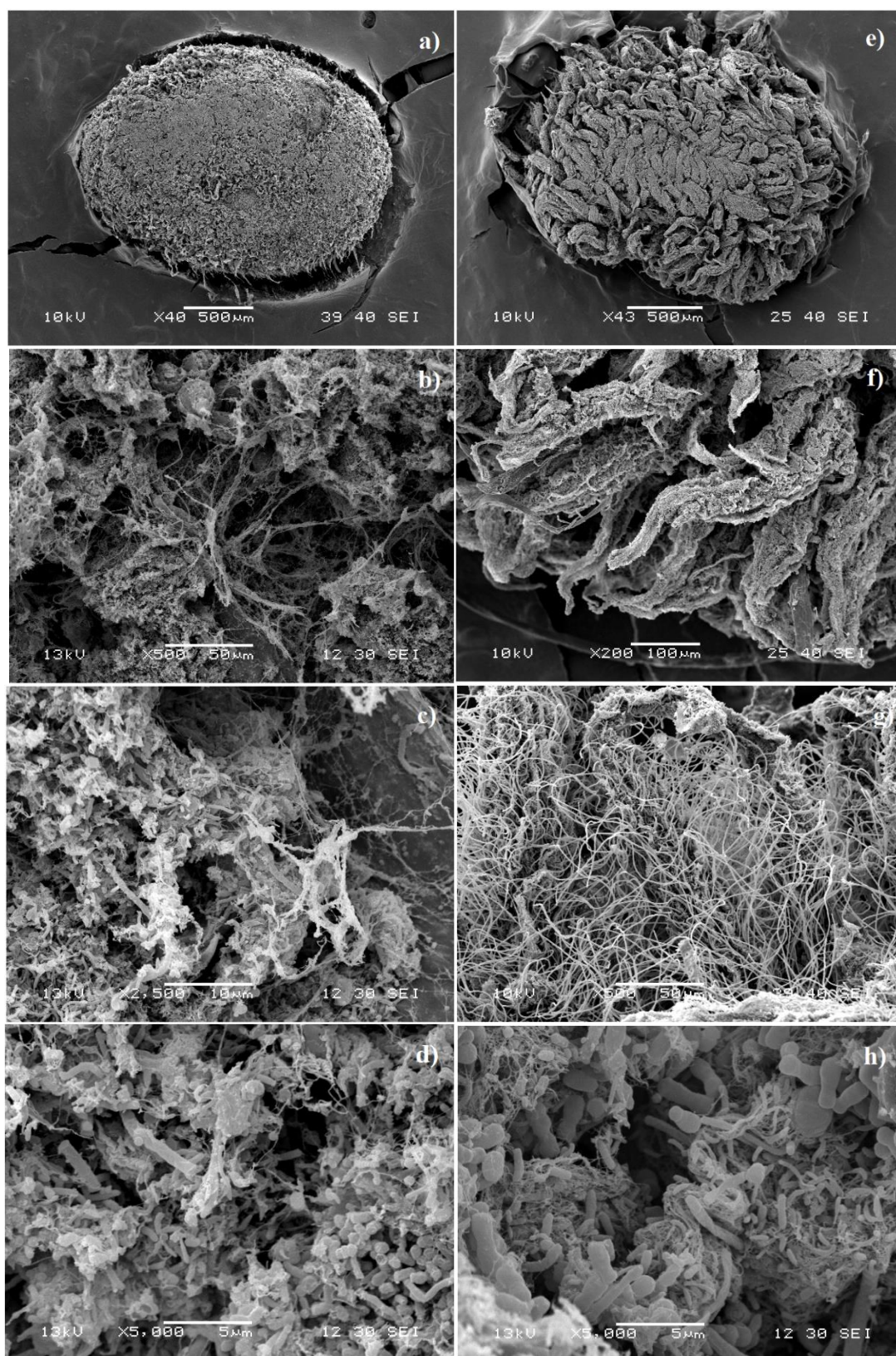


Figura 4.22. Morfología de la biomasa granular estable en el periodo I (a-d) y filamentosa en el periodo II (d 62) en R1 (g y h) y R2 (e y f).

La presencia de microorganismos filamentosos es positiva durante la etapa de formación de los gránulos, pues actúa como una matriz inmovilizadora para la agregación de las bacterias (Beun *et al.*, 1999; Figueroa *et al.*, 2015). Sin embargo, su proliferación en gránulos maduros reduce las propiedades de sedimentación del lodo e induce una pérdida de estabilidad estructural, haciendo los gránulos sensibles a la desintegración; así como la presencia de partículas suspendidas después de la sedimentación del lodo (Liu y Tay, 2007; Lee *et al.*, 2010; Pronk *et al.*, 2015).

De acuerdo con Figueroa *et al.* (2015), la fuente de bacterias filamentosas en gránulos cultivados con medios sintéticos es el inóculo, mientras que en gránulos formados a partir de aguas residuales la presencia y clasificación de microorganismos filamentosos es dependiente de la composición del influente y de las condiciones de operación.

En el presente estudio, la reducción en los periodos de ayuno indujo el crecimiento de agregados filamentosos en la biomasa de ambos reactores, con estructuras tipo dedo en su superficie, (Figura 4.22 f y g), similares a las reportadas por Schwarzenbeck *et al.* (2005) y de Kreuk *et al.*, (2010).

De acuerdo con McSwain *et al.*, (2004) y Liu and Liu, (2006) los microorganismos filamentosos presentan menores tasas de crecimiento y de consumo de sustrato que los microorganismos no-filamentosos; de tal forma que la reducción en los periodos de ayuno permite una disponibilidad continua de sustrato durante la etapa de aireación y conduce a una competencia entre ambos tipos microorganismos (Chiesa e Irvine, 1985). De forma contraria, bajo condiciones de ayuno las bacterias no-filamentosas presentan una ventaja competitiva sobre los microorganismos filamentosos, ya que absorben preferentemente el sustrato del medio para almacenarlo como reserva de energía (Chiesa e Irvine, 1995). Esta fue probablemente la razón por la cual las mejores propiedades de sedimentación y compactación se observaron en los gránulos no-filamentosos cultivados con los periodos de ayuno extensos (Figura 4.20).

4.4.4 Propiedades cinéticas y composición de la biomasa

Las EPS fueron fraccionadas para su estudio en EPS no unidas a la estructura granular (NB-EPS), las cuales determinan las propiedades superficiales de los gránulos, y EPS fuertemente unidas a la estructura granular (TB-EPS), que contribuyen a la estabilidad estructural de los gránulos (Corsino *et al.*, 2017).

En R1 el contenido de TB-EPS disminuyó con la reducción en t_{ae} durante el Periodo II (Figura 4.23). Sin embargo durante los periodos III y IV se presentó una tendencia ascendente, llegando

incluso a superar los valores en los gránulos del Periodo I (Figura 4.23). En R2 se presentó una tendencia similar, en la que aproximadamente 5 semanas de haber reducido súbitamente el t_{ae} se produjo una caída en el contenido de TB-EPS. Sin embargo los gránulos filamentosos analizados en los días 104 y 139 del Periodo II presentaron un incremento en la concentración de estos biopolímeros (Figura 4.23), superando en un 36% los valores observados durante el Periodo I.

Con respecto a las NB-EPS, en R1 se observó una disminución durante los periodos II y III y un incremento considerable durante el Periodo IV, mientras que en R2 la muestra analizada en el día 68 mostró un incremento del 60% con respecto a los lodos estables del Periodo I. Posteriormente no se observaron cambios considerables en el contenido de este tipo de sustancias.

El alto contenido de TB-EPS en los gránulos del Periodo I pudo haber sido inducido por los extensos periodos de ayuno aplicados durante dicha etapa, pues ha sido reportado existe una relación directa entre la extensión de dichos periodos y la concentración de TB-EPS que los microorganismos producen para sostener su metabolismo durante los periodos de respiración endógena (Corsino *et al*, 2017). Así mismo, se ha establecido que bajo condiciones de ayuno las bacterias aumentan su hidrofobicidad, lo cual favorece la auto-agregación bacteriana. Por ello es posible que la alta concentración de TB-EPS observada durante el Periodo I haya inducido las elevadas propiedades estructurales y de compactación exhibidas por la biomasa durante dicha etapa (Liu *et al.*, 2007).

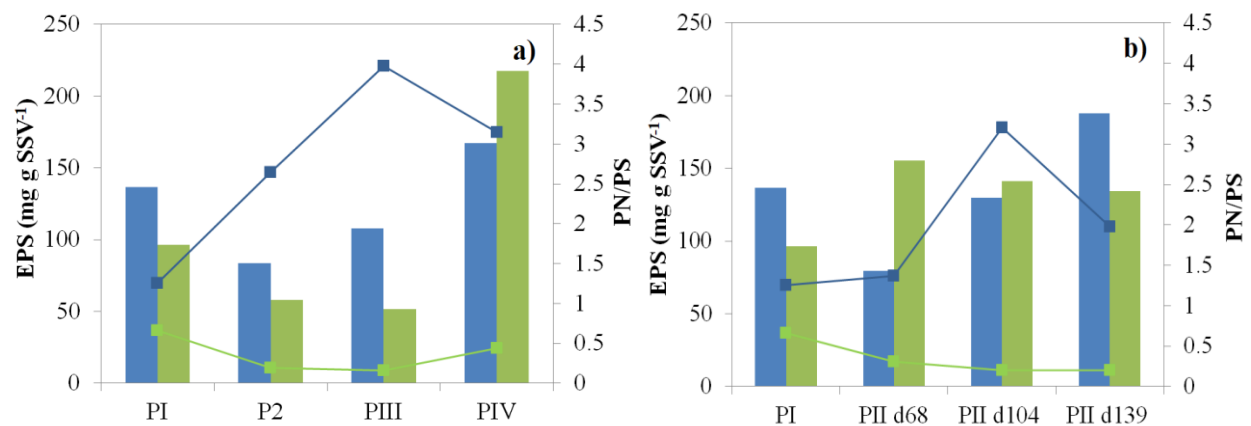


Figura 4.23. Contenido de TB-EPS (■) y NB-EPS (■) y relación PN/PS en los LAeG en los diferentes periodos de experimentación de R1 a) y R2 b).

La disminución considerable en la concentración de TB-EPS durante el Periodo II, pudo deberse a una modificación en las actividades metabólicas de los microorganismos para producir una menor

cantidad de exopolímeros, pues la ausencia de periodos de ayuno permite una disponibilidad continua de sustrato en el medio, y por lo tanto las reservas de carbón y energía son menos necesarias. Adicionalmente, el aumento en la COv conduce a una mayor disponibilidad de sustrato particulado, el cual es adsorbido en la superficie granular, incrementando los gradientes de difusión de sustrato y oxígeno hacia el interior de la estructura, e impidiendo la síntesis de nuevas TB-EPS (Mosquera-Corral *et al.*, 2005). Este fenómeno puede también inducir el autoconsumo de las EPS de reserva para mantener el metabolismo en las zonas internas.

La baja concentración de TB-EPS durante los periodos II y III de R1 pudo haber inducido el debilitamiento de la estructura granular y la pérdida de propiedades de sedimentación, así como la posterior desgranulación observada en los primeros días del último periodo. En este sentido, Mosquera-Corral *et al.* (2005) y Wang *et al.* (2006) comentan que la reducción en las propiedades de sedimentación y la desgranulación es un fenómeno relacionado con la disminución del contenido de EPS en los lodos granulares.

Finalmente, el aumento en el contenido de TB-EPS durante los últimos días de operación pudo haberse debido a un proceso de adaptación que dio lugar a la conformación de gránulos de morfología filamentosa y diámetro pequeño, los cuales produjeron EPS para mantener la estabilidad, sin embargo no se consumían debido a la ausencia de periodos de respiración endógena.

La relación de proteínas y carbohidratos (PN/PS) en las TB-EPS de la biomasa, indica que el contenido de proteínas siempre fue mayor al de carbohidratos (Tabla 4.9). Una relación PN/PS > 0 puede interpretarse como un factor positivo en la estabilidad estructural de los lodos granulares, ya que se ha demostrado que las proteínas contribuyen mayormente al aumento de la hidrofobicidad que los carbohidratos, reduciendo las repulsiones electrostáticas y fomentando la auto-agregación bacteriana (Li *et al.*, 2006; Sheng *et al.*, 2010; Arellano-Badillo *et al.*, 2013; Corsino *et al.*, 2017). Los resultados experimentales indicaron un incremento en la relación PN/PS durante los Periodos I y II de R1, en los cuales se observaron los menores contenidos específicos de TB-EPS (Figura 4.23). Esto muestra que la reducción en los periodos de ayuno indujo un consumo de las sustancias poliméricas unidas a la estructura, siendo preferente el de los carbohidratos. Es probable que la alta relación PN/PS durante los periodos II y III haya fomentado la estabilidad moderada de la biomasa durante esos periodos. Esta hipótesis se confirma a partir de la reducción observada en la relación

PN/PS durante el Periodo IV, durante el cual se observó una mayor inestabilidad en la biomasa, que condujo a su desgranulación.

En R2, la reducción en los periodos de ayuno al inicio del Periodo II no produjo un cambio considerable en la relación PN/PS, sin embargo sí se observó una reducción cercana al 50% en las TB-EPS. Es probable que el conjunto de estos dos factores haya inducido la alta inestabilidad observada en la biomasa durante esos días, ya que posteriormente se presentó un incremento en la relación PN/PS y en el contenido de TB-EPS, lo cual probablemente permitió el crecimiento de biomasa con una estabilidad moderada.

Tabla 4.9. Propiedades de los LAeG en los diferentes periodos experimentales.

		R1			R2
	P1	P2	P3	P4	P2
Condiciones de operación					
X (g SSLM L ⁻¹)	2.13±0.48	2.69±0.37	2.22±0.83	1.66±0.90	2.08±0.82
COV (kg DQO Kg m ⁻³ d ⁻¹)	2.72±1.10	2.55±0.59	2.58±0.53	4.24±0.81	3.74±0.78
Bx (kg DQO Kg SSV ⁻¹ d ⁻¹)	1.02±0.33	0.92±0.20	1.49±0.62	2.35±0.67	2.29±1.43
Propiedades físicas					
ZSV (m h ⁻¹)	18.4±1.9	19.1±1.3	16.8±2.2	18±4.6	15.6±3.8
IVL (mL g ⁻¹)	77.5±5.4	78.8±13.5	85.9±17.4	66.2±7.4	97.1±19.0
κg (g L ⁻¹)	25.8±2.8	24.7±1.9	14.4±4.2	15.7±1.1	20.0±3.3
δ (%)	0.56	0.98±0.64	0.95±0.82	0.90±0.38	1.21±1.08
Dd (mm)	2.8<D<2.0	4.8<D<2.8	0.86<D<0.25	D<0.25	2.0<D<1.19
Composición					
TB-EPS (mg g SSV ⁻¹)	136.6	83.5	107.7	167.2	132.4±54.2
PN/PS en TB-EPS	1.25	2.64	3.97	3.14	2.18±0.93
Valores cinéticos					
k	0.6±0.2	1.5±0.8	---	1.5±0.2	1.5±0.5
qs	1.5±0.8	3.7±1.2	---	3.5±0.6	3.9±0.95

4.4.5 Desempeño de los sistemas de tratamiento

La operación de los SBR aplicando un coeficiente de intercambio α (Ec. 14), permitió incrementar la capacidad de tratamiento volumétrico sin afectar la calidad de los efluentes.

El coeficiente α se mantuvo en valores de entre 0.1 y 0.3 para ambos reactores. Esto permitió que la concentración de sustrato orgánico al inicio de la etapa de reacción (S_i) fuera muy similar a la concentración de sustrato en el influente (S_0) (Figura 4.24).

Las eficiencias de remoción de DQO más altas ($\eta=91\%$) se obtuvieron durante el Periodo I, cuando los sistemas fueron operados con ciclos de 6 h ($t_{ae} = 5.8$ h). Posteriormente, la reducción en t_{ae} produjo una pérdida de eficiencia en ambos reactores (Figura 4.24), siendo mayor el efecto en R2, en donde la η_{DQO} cayó hasta 86%. En R1 la etapa de mayor inestabilidad se presentó durante el Periodo III, en que se observaron los menores valores de η , con un promedio de 89%.

Con respecto al $N-NH_4^+$ se presentó un efecto similar, en el que la reducción en t_{ae} indujo una pérdida de eficiencia (Tabla 4.10).

Tabla 4.10. Eficiencias de remoción en los diferentes periodos de operación (n=56).

Parámetro (mg L ⁻¹)	R1				R2
	PI	PII	PIII	PIV	PII
DQOt	91±2	89±3	88±4	89±4	86±5
DQOs	89±2	89±3	89±4	91±4	86±6
N-NH ₄ ⁺	85±16	80±17	68±10	68±6	74±14
P-PO ₄ ³⁻	84±9	90±8	72±12	92±6	83±19
Surfactantes aniónicos	95±2	96±2	92±6	97±1	95±3
SST	87±8	84±11	77±14	76±31	85±3

Lo anterior permite concluir que el efecto negativo de la disminución de t_{ae} sobre las propiedades de los gránulos se vio reflejado también en el desempeño del sistema, reduciendo la eficiencia de remoción de contaminantes. Sin embargo, es importante mencionar que el sistema fue capaz de soportar la operación a COV mayores a 4 kg DQO m⁻³ d⁻¹ sin colapsar, lo que confirma que los reactores de lodos granulares son sistemas robustos, capaces de soportar choques de carga.

El contenido de SST siempre fue menor en el efluente que en el influente de alimentación (Figura 4.25), lo que permitió lograr eficiencias globales de remoción de 79 y 85 % para R1 y R2, respectivamente, así como una concentración en efluentes de 0.021 ± 0.013 gSST L⁻¹.

A pesar de que la remoción de sólidos fue un factor positivo observado durante la operación de R1 y R2, en distintos trabajos se reportan resultados en los que la concentración de sólidos en el

efluente es mayor que en el influente (Arrojo *et al.*, 2004; Schwarzenbeck *et al.*, 2005; Liu y Tay, 2007; Liu y Tay, 2008). Generalmente los sólidos suspendidos en los efluentes tienen su origen en la materia suspendida contenida en el influente que no se remueve durante la fase de reacción, pero también en biomasa lavada del reactor. Este es un factor negativo en la operación de los sistemas granulares, que evita que los efluentes puedan ser reutilizados o descargados directamente en los cuerpos receptores y, por lo tanto, requieren de la aplicación de un pos-tratamiento para la eliminación de la materia suspendida (Schwarzenbeck *et al.*, 2005).

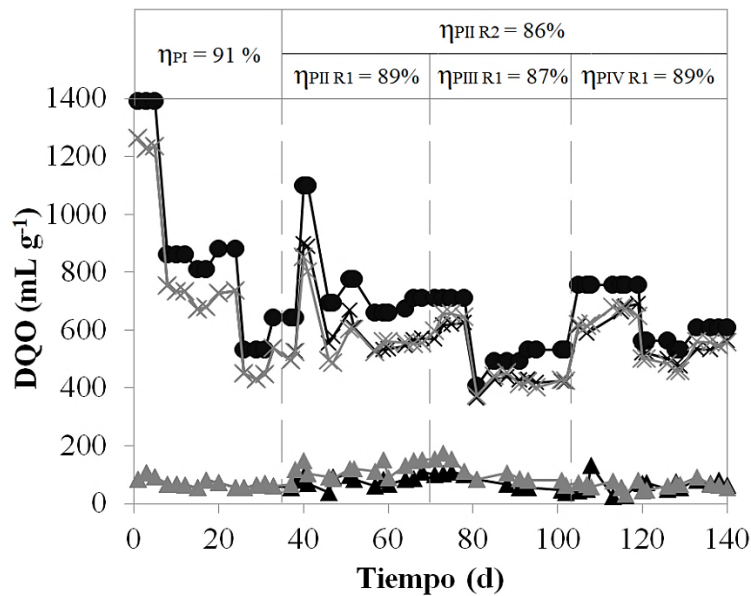


Figura 4.24. Contenido de DQOt en el influente S_0 (●), al inicio de la etapa de aireación (S_i) en R1 (X) y R2 (X) y en los efluentes de R1 (▲) y R2 (▲).

El lavado de biomasa con el efluente es un fenómeno originado por un defecto en la operación de los SBR, en los cuales se fija el tiempo de sedimentación (t_s) de forma empírica, sin considerar la velocidad de sedimentación de la cama de lodos ni el nivel de compactación. Cuando esto sucede, los agregados con las menores velocidades de sedimentación, que no sedimentar por debajo del punto de descarga en el tiempo fijado, son lavados con el efluente afectando su calidad (Liu y Tay, 2007; Liu y Tay, 2008). En otros casos el crecimiento de la biomasa provoca el incremento en la altura de la cama de lodos sedimentada hasta alcanzar el nivel del punto de descarga, lo que provoca que durante la etapa de drenado los sólidos en exceso sean lavados con el efluente (Corsino *et al.* 2017).

Los resultados obtenidos en este trabajo demuestran que el lavado de sólidos es un factor que se minimiza cuando el t_s es definido considerando las propiedades de sedimentación y compactación

de la biomasa, así como modificando la altura del puerto de descarga con base en el valor calculado de α . Esta estrategia permitió evitar lavados de biomasa durante los primeros 100 días de operación, y generar efluentes con un contenido de considerablemente menor al observado en otros trabajos (Arrojo *et al.*, 2004; Schwarzenbeck *et al.*, 2005; Rojas *et al.*, 2017).

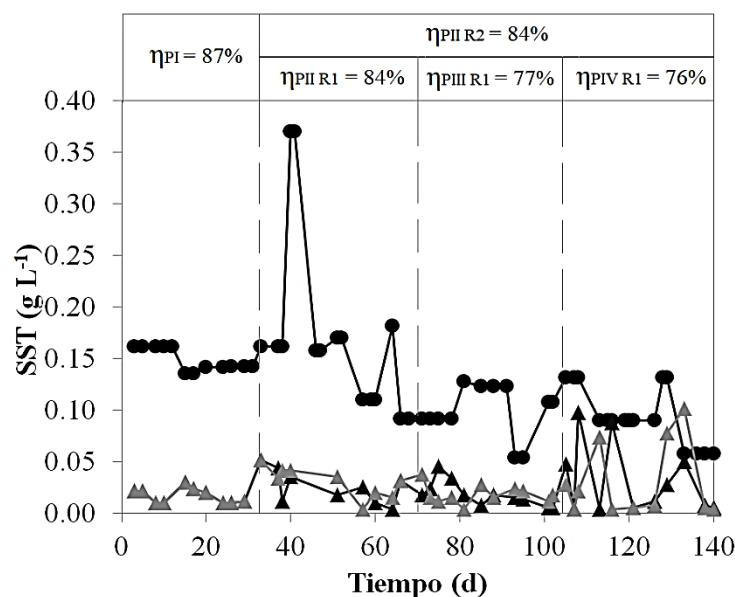


Figura 4.25. Contenido de SST en el influente S_0 (●) y efluentes de R1 (▲) y R2 (▲).

4.4.6 Análisis del efecto de la disminución de los periodos de ayuno sobre las propiedades de los LAeG

Los resultados obtenidos demostraron que la existencia de periodos de ayuno de los ciclos de operación de sistemas SBR es un factor que determina la estabilidad estructural de los lodos granulares. La reducción en los periodos de ayuno indujo un cambio en la morfología y en las propiedades de sedimentación y compactación de la biomasa, la cual se adaptó a las condiciones formando estructuras filamentosas.

La presencia de agregados filamentosos ha sido observada principalmente en el tratamiento de aguas residuales complejas, con contaminantes en forma soluble, coloidal y suspendida (Schwarzenbeck *et al.*, 2005; de Kreuk *et al.*, 2006; de Kreuk *et al.*, 2010; Val del Río *et al.*, 2012; Pronk *et al.*, 2015). Este fenómeno se deriva de limitaciones de transferencia de masa (Chen *et al.*, 2007), inducidas por la hidrólisis del sustrato particulado en la superficie granular. Si este proceso no se completa durante la fase de llenado anaerobio, entonces existe una disponibilidad continua de sustrato durante la fase de aireación, lo cual permite la competencia de las bacterias

filamentosas. Este proceso se intensifica cuando los periodos de ayuno de sustrato son cortos, lo cual implica un aumento en el suministro de sustrato y en la carga orgánica (Liu y Tay, 2007).

Los ciclos de operación deben estar diseñados de forma tal que permitan la degradación completa de la materia orgánica particulada y difícilmente biodegradable, incluyendo un balance adecuado entre las condiciones de disponibilidad-ayuno de sustrato (Wang *et al.* 2006; Liu y Tay, 2007; Corsino *et al.*, 2017). Para ello es fundamental considerar las cinéticas de degradación, pues en efluentes fácilmente biodegradables el sustrato es absorbido a una alta velocidad, haciendo sencillo aplicar largos periodos de ayuno. Sin embargo, en efluentes complejos existe una disponibilidad de sustrato durante una larga fracción del periodo de aireación (Corsino *et al.*, 2017), haciendo necesaria la operación con ciclos más extensos.

Los resultados del presente trabajo confirman que la presencia de periodos de ayuno favorece la estabilidad de los lodos granulares. Se ha reportado que la etapa de ayuno debe tener una duración cercana al 70-80% del tiempo de duración total de los ciclos (Corsino *et al.*, 2017). Sin embargo, la aplicación de periodos tan extensos incrementa el TRH y reduce la capacidad de tratamiento. En el presente estudio los periodos de ayuno aplicados durante el periodo I fueron del 36% del tiempo de duración total de los ciclos. Con ello se logró operar el reactor con eficiencias de remoción de DQOt mayores al 90%, manteniendo lodos granulares con una morfología y propiedades estables, por lo que se considera que la duración de estos periodos no debe superar el 40% de la duración total de los ciclos.

4.5 Análisis de la calidad de los efluentes para su posible reutilización

La mayoría de los estándares de reuso de aguas tratadas están enfocados al control de microorganismos patógenos, mientras que el contenido de sólidos, materia orgánica, y nutrientes es en muchos casos ignorado (Tabla 4.11). Adicionalmente, resulta evidente que no existe una uniformidad internacional en lo que respecta al establecimiento de límites de contaminantes para reuso, ni una clasificación específica para cada tipo.

En este trabajo las mejores eficiencias de remoción de contaminantes se observaron durante el Periodo I del experimento analizado en la sección 4.4, en el que el tiempo de duración de los ciclos fue de 6 h y la COV promedio fue de $2.72 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Considerando los datos de la Tabla 4.12, y comparándolos con los de la NOM-003-SEMARNAT-1997 (Tabla 4.11), es posible observar que los efluentes de los sistemas granulares tratando aguas grises cumplen con el límite establecido para los SST. Sin embargo, no se determinó la DBO pues se considera que la DQO es un parámetro más completo que no sólo analiza el contenido de materia orgánica biodegradable.

En este caso, la DQO promedio de los efluentes fue de 65 mg L^{-1} . Este valor es considerablemente mayor que el establecido por la norma para la DBO. Sin embargo, los efluentes de los sistemas de tratamiento suelen presentar un contenido muy bajo de DBO debido a que la mayor fracción de la materia orgánica biodegradable es mineralizada durante la etapa de reacción. Debido a ello es posible que los efluentes cumplan con el límite de DBO fijado por la norma para contacto indirecto. Es importante mencionar que la NOM-003-SEMARNAT-1997 también establece límites para el contenido de coliformes fecales, huevos de helminto y grasas y aceites, sin embargo estos parámetros no fueron monitoreados en los efluentes.

Comparando los resultados obtenidos en este trabajo con la normativa china (Tabla 4.11), se puede observar que los efluentes cumplen con el límite de concentración de surfactantes para actividades de reuso en el WC. Así mismo, los límites establecidos para NT se encuentran muy por encima de los valores registrados para N-NH_4^+ observados en los efluentes. En el presente trabajo se llevaron a cabo tres determinaciones distintas del contenido de NT en muestras de efluente, resultando en una diferencia menor al 25% con respecto a la concentración de N-NH_4^+ , lo que permite inferir que es altamente posible que los efluentes cumplieran con el límite para NT. Por otra parte, se observó que los efluentes no cumplieron con los límites establecidos para el fósforo, lo cual puede resultar en un factor negativo para el reuso.

Tabla 4.11. Estándares de reuso de agua tratada en diferentes países (adaptado de Li *et al.* (2009)).

Fuente	pH	SST (mg L ⁻¹)	Turbiedad (UNT)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	Surf. aniónic. (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	OD	Cl residual (mg L ⁻¹)	Coliformes totales	Coliformes fecales	Actividad de reuso
NOM-003- SEMARNAT-1997 México	---	20	---	20	---	---	---	---	---	---	<240/100 mL	Contacto directo
	---	30	---	30	---	---	---	---	---	---	<1000/100 mL	Contacto indirecto
Ernst <i>et al.</i> , 2006 China	6-9	---	<5	<10	1	---	---	---	>1 (30 min) >0.2 (punto de uso)	---	<3/100 mL	WC
	6-9	---	<20	<20	1	---	---	>1	>1 (30 min) >0.2 (punto de uso)	---	<3/100 mL	Irrigación
	6-9	---	<5	<6	0.5	---	---	---	>1 (30 min) >0.2 (punto de uso)	---	<3/100 mL	Lavado
	6-9	---	---	<6	0.5	15	<0.5	>1.5	---	---	<10000/100 mL	Restringido en lagos
	6-9	---	<5	<6	0.5	15	<0.5	>2	---	---	<500/100 mL	No restringido en lagos
Maeda <i>et al.</i> , 1996 Japón	5.8-8.6	---	No desagradable		---	---	---	---	Retenido	≤ 1000/mL	---	WC
	5.8-8.6	---	No desagradable		---	---	---	---	≥0.4	≤ 50/mL	---	Irrigación de jardines
	5.8-8.6	---	≤ 10	≤ 10	---	---	---	---	---	≤ 1000/mL	---	Ambiental (asentamiento estético)
	5.8-8.6	---	≤ 5	≤ 3	---	---	---	---	---	≤ 50/mL	---	Ambiental (contacto público limitado)
Ghaitidak <i>et al.</i> (2013) EUA	6-9	---	≤ 2	≤ 10	---	---	---	---	1	---	ND/100 mL	Reuso urbano (WC, cualquier tipo de riego)
	6-9	≤ 30	---	≤ 30	---	---	---	---	1	---	<200/100 mL	Irrigación en áreas de acceso restringido
	6-9	---	≤ 2	≤ 10	---	---	---	---	1 mg L ⁻¹	---	ND/100 mL	Agricultura (cultivos alimenticios no comercialmente procesados)
	---	≤ 30	---	≤ 30	---	---	---	---	1 mg L ⁻¹	---	<200/100 mL	Construcción (compactación de suelo, elemento de concreto)
	6.5-8.5	---	---	---	---	---	---	---	1 mg L ⁻¹	---	ND/100 mL	Reuso potable indirecto (recarga de mantos acuíferos)
Surendran <i>et al.</i> (1998) Reino Unido	6-9	---	2	---	---	---	---	80- 120	---	<500/100 mL	<100/100 mL	WC

Es necesario llevar a cabo una caracterización más detallada de la composición de los efluentes generados en SBR de lodos granulares para determinar si cumplen de forma precisa con los límites establecidos en normatividad nacional e internacional. A pesar de ello, se considera que los resultados fueron positivos, pues se demostró que la operación de estos sistemas bajo condiciones adecuadas permite obtener altas eficiencias y generar efluentes con bajas concentraciones de contaminantes. Esto es resaltable si se toma en cuenta que los SBR de lodos granulares son sistemas robustos de una sola etapa, y que en muchos casos se han reportado eficiencias más pobres utilizando sistemas más complejos (Tabla 2.5).

Tabla 4.12. Promedio de contaminantes en los efluentes de R1 durante el Periodo I.

DQOt (mg L⁻¹)	DQOs (mg L⁻¹)	N-NH₄⁺ (mg L⁻¹)	P-PO₄³⁻ (mg L⁻¹)	Surfactantes aniónicos (mg L⁻¹)	SST (mg L⁻¹)
64.8±8.1	50.5±6.5	2.5±0.8	1.7±0.5	0.65±0.2	20.1±12.7

5. CONCLUSIONES

La operación de un SBR de lodos granulares con periodos de ayuno de sustrato permite obtener eficiencias de remoción de DQO, N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-} , surfactantes aniónicos y SST del 91, 85, 84, 95 y 87%, respectivamente; con una $r_s = 2.24 \text{ g DQO L}^{-1}\text{d}^{-1}$.

La generación *per cápita* de aguas grises está determinada principalmente por los hábitos de consumo y la tasa de suministro de agua potable. El muestreo aplicado en viviendas ubicadas en zonas de alto estrés hídrico arrojó un valor promedio de generación *per cápita* de 78.6 L p^{-1} , el cual es considerablemente menor al reportado en zonas de bajo estrés.

Las aguas grises generadas en la zona oriente de la Ciudad de México presentan una alta concentración de contaminantes, lo cual se debe a la baja tasa de suministro de agua potable en la zona, que provoca que los habitantes dispongan sus contaminantes en un bajo volumen de agua.

La complejidad del influente y la carga orgánica específica (B_x) determinan la morfología y las propiedades físicas y cinéticas de los LAeG. La alimentación con un medio fácilmente biodegradable permite la formación de biomasa granular de rápido crecimiento, con una morfología definida y altas propiedades de sedimentación ($\mu_{max} = 0.22 \text{ h}^{-1}$, $\text{IVL} = 43 \text{ mL g}^{-1}$ y $\text{ZSV} = 17.6 \text{ m h}^{-1}$), mientras que la alimentación con un medio complejo desbalanceado en nutrientes (aguas grises) conduce a la formación de gránulos filamentosos con bajas propiedades de sedimentación y tasas de crecimiento ($\mu_{max} = 0.12 \text{ h}^{-1}$, $\text{IVL} = 164 \text{ mL g}^{-1}$ y $\text{ZSV} = 9.8 \text{ m h}^{-1}$).

La reducción en B_x induce una mejora en la eficiencia de remoción de DQO y en las propiedades de sedimentación de biomasa, así como una reducción de microorganismos filamentosos en la estructura de los gránulos.

La alimentación de aguas grises sobre LAeG cultivados con un medio sintético, indujo el crecimiento de estructuras filamentosas y la pérdida de propiedades de sedimentación en los gránulos. En el caso de la operación con medios complejos se debe considerar una estrategia de operación que permita la hidrólisis del material particulado, junto con un equilibrio adecuado en las condiciones de disponibilidad y ayuno de sustrato que evite el crecimiento de microorganismos filamentosos.

La reducción en el tiempo de aireación acorta la duración de los periodos de ayuno de sustrato, induciendo el crecimiento de microorganismos filamentosos y a una reducción en las propiedades de sedimentación y compactación de la biomasa (25.3% en el IVL, 15% en la ZSV y 22% en la κg).

El control del tiempo de sedimentación a partir del IVL y la ZSV evitó lavados de biomasa durante la operación de los SBR, permitiendo obtener eficiencias de remoción de SST mayores al 75%, así como efluentes con una concentración de SST promedio de 0.021 g L^{-1} .

Los sistemas granulares, como única unidad de tratamiento, producen efluentes con una concentración muy baja de contaminantes, permitiendo cumplir con los límites máximos de distintos parámetros establecidos en diferentes normatividades.

6 REFERENCIAS

- Adav SS, Lee DJ (2008) Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 1120–1126.
- Adav SS, Lee D-J, Tay JH (2008b) Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42: 1644–1650.
- Adav SS, Lee D-J, Show K-W, Tay JH (2008c) Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, 26: 411–423.
- Adav SS, Lee D-J, Lai JY (2009) Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times. *Bioresource Technology*, 100: 5359–5361.
- Al-Mughalles MH, Rahman RA, Suja' FB, Mahmud M, Jalil NA (2012) Household Greywater Quantity and Quality in Sana'a, Yemen. *EJGE*, 17: 1025-1034.
- Almeida MC, Butler D, Friedler E (1999) At-source domestic wastewater quality. *Urban Water*, 1: 49-55
- Anh NV, Ha TD, Nhue TH, Heinss U, Morel A, Moura M, Schertenleib R (2002) Decentralized wastewater treatment - new concept and technologies for Vietnamese conditions. *5th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems Istanbul-Turkey*. 24-26 September 2002.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Arellano-Badillo VM, Moreno-Andrade I, Buitrón G (2014) Effect of the Organic Matter to Ammonia Ratio on Aerobic Granulation during 4-Chlorophenol Degradation in a Sequencing Batch Reactor. *Clean Soil Air Water*, 42(4): 428–433. doi: 10.1002/clen.201200620.
- Arrojo B, Mosquera-Corral A, Garrido JM, Méndez R, (2004) Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Research*, 38(14-15), 3389-3399.
- Bandyopadhyay B y Humphrey AE (1967) Dynamic measurement of the volumetric oxygen transfer coefficient in fermentation systems. *Biotechnology and bioengineering*, 9, 533-544.
- Bani-Melhem K y Smith E (2012) Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system. *Chemical Engineering Journal*, 198-199, 201-210.
- Barişçi S y Turkay O (2016) Domestic greywater treatment by electrocoagulation using hybridelectrode combinations. *Journal of Water Process Engineering*, 10: 56-66.
- Beun JJ, Hendriks A, Van Loosdrecht MCM, Morgenroth E, Wilderer PA y Heijnen JJ (1999) Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor. *Water Research*, 33(10): 2283-2290.
- Beun JJ, van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ (2002) Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36:702-712.
- Butler, D (1991) A Small- Scale Study of Wastewater Discharges from Domestic Appliances. *Water and Environment Journal*, 5: 178-184. doi:10.1111/j.1747-6593.1991.tb00605.x
- Butler D (1993) The Influence of Dwelling Occupancy and Day of the Week on Domestic Appliance Wastewater Discharges. *Building and Environment*, 28(I): 73-79.
- Caluwé M, Dobbeleers T, D'aes J, Miele S, Akkermans V, Daens S, Geuens L, Kiekens F, Blust R, Dries J (2017) Formation of aerobic granular sludge during the treatment of petrochemical wastewater. *Bioresource Technology*, 238:559–567.

- Cassidy DP, Belia E (2005) Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. *Water Research*, **39**(19), 4817-4823.
- Castellanos T, Ascencio F, Bashan Y (2000) Starvation-induced changes in the cell surface of *Azospirillum lipoferum*. *FEMS Microbiology Ecology*, **33**:1-9.
- Chen Y, Jiang W, Liang DT, Tay JW (2008) Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures. *Bioresource Technology*, **99**: 7444-7449.
- Chen Y, Jiang W, Liang DT, Tay JH (2007) Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology Biotechnology*, **76**:1199-1208.
- Chiesa SC, Irvine RL (1985) Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis. *Water Research*, **19**: 471-479
- Chrispim MC yNolasco MA (2017) Greywater treatment using a moving bed biofilm reactor at a university campus in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, **142**(1): 290-296.
- Christova-Boal D, Eden RE, McFarlane S (1996) An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, **106**: 391-397.
- Cokgor EU, Ozdemir S, Karahan O, Insel G, Orhon D (2007) Critical appraisal of respirometric methods for metal inhibition on activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*, **B139**, 332-339.
- CE (Comisión Europea) (2001) Identification of Priority Hazardous Substances. Documento en Línea: http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pri_substances.htm. Fecha de consulta: 21 de septiembre de 2013.
- Corsino SF, di Biase A, Devlin TR, Munz G, Torregrossa M, Oleszkiewicz JA (2017). Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater. *Bioresource Technology*, **226**:150-157.
- Dalahmeh SS, Pell M, Vinnerås B, Hylander LD, Öborn I, Jönsson H (2012) Efficiency of Bark, Activated Charcoal, Foam and Sand Filters in Reducing Pollutants from Greywater. *Water Air and Soil Pollution*, **223**(7): 3657-3671.
- Derlon N, Wagner J, Ribeiro da Costa RH, Morgenroth E (2016) Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volumen. *Water Research*, **105**:341-350.
- DEUS (Department of Energy Utilities and Sustainability) (2007) Greywater reuse in sewered single household residential premises. Gobierno de Sydney. Australia. ISBN: 0 9757516 8 9
- de Bruin LM, de Kreuk MK, van der Roest HF, Uijterlinde C, van Loosdrecht, MCM (2004) Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge? *Water Science and Technology*, **49**: 1-7.
- de Graaff M.S, Temmink H, Zeeman G, Buisman CJN (2010) Energy and phosphorus recovery from black water. *Proceedings of the IWA 12th Wold Congress on Anaerobic Digestion*, Guadalajara Jalisco, Mexico, 30 October – 4 de 2010.
- de Kreuk MK, Pronk M, van Loosdrecht MCM (2005) Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, **39**: 4476-4484.
- de Kreuk MK, McSwain BS, Bathe S, Tay STL, Schwarzenbeck N, Wilderer PA (2005b). Discussion outcomes. Aerobic granular sludge. *Water and environmental management series Munich*: IWA Publishing; p. 165-9. Ede.
- de Kreuk MK, van Loosdrecht MCM (2006) Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. *Journal of Environmental Engineering*, **132**: 694-697.

- de Kreuk MK, Kishida N, Tsuneda S, van Loosdrecht MCM (2010) Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Research*, 44:5929-5938.
- DHAC (Department of Health and Aged Care) (2001) Review of Health Issues Associated with Potable Reuse of Wastewater. Reporte Final Gutteridge Haskins & Davey Pth Ltd.
- Dobbeleers T, Daens D, Miele S, D'aes J, Caluwé M, Geuens L, Dries J (2017) Performance of aerobic nitrite granules treating an anaerobic pre-treated wastewater originating from the potato industry. *Bioresource Technology*, 226: 211–219.
- Do Couto EA, Calijuri ML, Assemany PP, Santiago dFA, Lopes LS (2014) Greywater treatment in airports using anaerobic filter followed by UV disinfection: an efficient and low cost alternative. *Journal of Cleaner Production*, 106(1): 372-379.
- Elmitwalli TA, Shalabi M, Wendland C, Otterpohl R (2007) Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. *Water Science and Technology*, 55(7):173–80.
- EPA (Agencia de Protección Ambiental) (2002). Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. *Office of WaterOffice of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency*.
- Eriksson E, Auffarth K, Henze M, Ledin A (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4: 85–104.
- Eriksson E, Auffarth K, Eilersen A-M, Henze M y Ledin A (2003) Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water*, 29(2): 135-146
- Ernst M, Sperlich A, Zheng X, Gan Y, Hu J, Zhao X, Wang J, Jekel M (2006) An integrated wastewater treatment and reuse concept for the Olympic Park 2008, Beijing. *Desalination*, 202(1-3):293–301.
- Escher BI, Pronk W, Suter J-FM, Maurer M (2006) Monitoring the Removal Efficiency of Pharmaceuticals and Hormones in Different Treatment Processes of Source-Separated Urine with Bioassays. *Environmental Science and Technology*, 40, 5095-5101.
- Etterer T y Wilderer PA (2001) Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Science and Technology*, 43(3): 19–26.
- Figueroa M, Val del Río A, Campos JL, Méndez R, Mosquera-Corral A (2015) Filamentous bacteria existence in aerobic granular reactors. *Bioprocess Biosystems Engineering*, 38: 841-851.
- Flemming HC, Neu TR y Wozniak DJ (2007) The EPS Matrix: The “House of Biofilm Cells”. *Journal of Bacteriology*,. 189(22): 7945-7947.
- Fra-Vázquez A, Morales N, Figueroa M, Val del Río A, Regueiro L, Campos JL, Mosquera-Corral A (2016) Bacterial Community Dynamics in Long-Term Operation of a Pilot Plant Using Aerobic Granular Sludge to Treat Pig Slurry. *Biotechnology Progress*, 32(5): 1212-1221.
- Friedler E (2004) Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental Technology*, 25(9), 997-1008.
- Fiedler E y Butler D (1996) Quantifying the Inherent Uncertainty in the Quantity and Quality of Domestic Wastewater. *Water Science and Technology*, 33(2): 65-78.
- Friedler E, Hadari M (2006) Economic feasibility of on-site greywater reuse in *mufti-storey* buildings. *Desalination*, 190: 221–234.
- Gao D, Liu L, Liang H, Wu W-M (2011) Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 186: 320–327.
- Ghaitidak DM y Yadav KD (2013) Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environ Science and Pollution Research*, 20(5): 2795-2809.

- Ghangrekar MM, Asolekar SR & Joshi SG (2005) Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Water Research*, 239(6): 1123-1133. doi:10.1016/j.watres.2004.12.018.
- Ghunmi LA, Zeeman G, Fayyad M, Lier JB (2011) Grey Water Treatment Systems: A Review. *Critical Reviews in Environmental*, 41(7), 657-698.
- Gilboa Y y Friedler E (2008) UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. *Water Research*, 42: 1043–1050.
- GobMx (Gobierno del Distrito Federal) (2009) *Catálogo de productos y dispositivos ahorradores de agua. Alternativas para el uso eficiente y racional del agua en la Ciudad de México*. Documento en línea: <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/08/CatalogodispositivosAhorradoreGDF.pdf>. Fecha de consulta: 25 de septiembre de 2017.
- Guideon PW, Avery LM, Frazer-Williams R, Pidou M, Jeffrey P, Stephenson T, Jefferson B (2008) A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, 32: 187-197.
- Guilbaud J, Massé A, Andrèsb Y, Combec F, Jaouena P (2010) Laundry water recycling in ship by direct nanofiltration with tubular membranes. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 48–154.
- Grčić I, Vrsaljko D, Katančić, Papić S (2015) Purification of household greywater loaded with hair colorants by solar photocatalysis using TiO₂-coated textile fibers coupled flocculation with chitosan. *Journal of Water Process Engineering*, 5: 15–27.
- Gross A, Kaplan D, Baker K (2006). Removal of microorganism from domestic greywater using a recycling vertical flow constructed wetland (RVFCW). *Water Environment Foundation*.
- Halalsheh M, Dalahmeh S, Sayed M, Suleiman W, Shareef M, Mansour M, Safi M (2008) Grey water characteristics and treatment options for rural areas in Jordan. *Bioresource Technology*, 99: 6635–6641.
- Hartley TW (2006) Public perception and participation in water reuse. *Desalination*; 187, 115–126.
- Henze M, Grady Jr CPL, Gujer W, Marais CVR, Matsuo T (1987) A general model for single-sludge wastewater treatment systems: an abbreviated report. *Water Research*, 21(5):505–515.
- Hernández Leal L (2010) Removal of micropollutants from grey water combining biological and physical/chemical processes. Tesis de doctorado. Universidad de Wageningen. 181 pp.
- Hernández Leal L, Temmink H, Zeeman G, Buisman CJN (2010b) Comparison of three systems for biological greywater treatment. *Water*, 2(2): 155-169.
- Hernández Leal L, Temmink H, Zeeman G. Buisman CJN (2011) Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*, 270: 111-115.
- Hocaoglu SM, Atasoy E, Baban A, Orhon D (2013) Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. 429: 139–146.
- Hocaoglu SM, Orhon D (2010) Fate of soluble residual organics in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 364:65–74.
- Huelgas A, Nakajima M, Nagata H y Funamizo N (2009) Comparison between treatment of kitchen- sink wastewater and a mixture of kitchen- sink and washing- machine wastewaters. *Environmental Technology*, 30(1): 111-117.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2013) Indicadores de medio ambiente. Documento en línea:

- <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>. Consulta: 01 de marzo de 2013.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2017) Agua. Plantas de tratamiento de aguas residuales capacidad y caudal en operación del sector privado y paraestatal, por entidad federativa, 2013. En línea: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mamb301&s=est&c=33058>. Consulta: 11 de agosto de 2017.
- IWA (International Water Association) (2012) Country classification. En línea: [http://www.iwahq.org/contentsuite/upload/iwa/all/2012%20HIC-LIC%20Country%20Listing\(1\).pdf](http://www.iwahq.org/contentsuite/upload/iwa/all/2012%20HIC-LIC%20Country%20Listing(1).pdf). Fecha de consulta 1 de octubre de 2013.
- Jamrah A, Al-Futasi A, Prathapar S, Harrasi AA (2008) Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. *Environmental Monitoring and Assessment*, 137: 315–327.
- Jang A, Yoon Y-H, Kim IS, Kim K-S, Bishop PL (2003) Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Biotechnology*, 105: 71-82.
- Jefferson B, Laine A, Parsons S, Stephenson T, Judd S (1999) Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water*, 1: 285-292.
- Jong J, Lee J, Kim J, Hyum K, Hwang T, Park J, Choung Y (2010) The study of pathogenic microbial communities in graywater using membrane bioreactor. *Desalination*, 250: 568–572.
- Kartin A (2001) Water Scarcity problems in Israel. *Geojournal*, 53: 273-282.
- Karabelnik K, Kõiv M, Kasak K, Jenssen PD, Mander Ü (2012) High-strength greywater treatment in compact hybrid filter systems with alternative substrates. *Ecological Engineering*, 49: 84-92.
- Kemacheevakul, P, Polprasert C, Shimizu Y (2011) Phosphorus recovery from anaerobically treated wastewater through pH adjustment and chemical precipitation. *Environmental Technology*, 32(7), 693-698.
- Kim IS, Kim S-M, Jang A (2008) Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates. *Bioresource Technology*, 99: 18–25.
- Kjelleberg S, Hermansson M (1984) Starvation-induced effects on bacterial surface characteristics. *Applied and Environmental Microbiology*, 48: 497-503.
- Kong Y, Liu Y-Q, Tay J-H, Wong F-S, Zhu J (2009) Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios. *Enzyme and Microbial Technology*, 45: 379–383.
- Kujawa-Roeleveld K, Zeeman G (2006) Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5: 115–139.
- Laaffat J, Aziz F, Ouazzani N, Mandi L (2017) Biotechnological approach of greywater treatment and reuse for landscape irrigation in small communities. *Saudi Journal of Biological Sciences*, En prensa.
- Laguna A, Ouattara A, Gonzalez RO, Baron O, Fama G, El Mamouni R, Guiot S, Monroy O. & Macarie H (1999) A simple and low cost technique for determining the granulometry of UASB reactor sludge. *Water Science and Technology*, 40(8): 1–8. doi:10.1016/S0273-1223(99)00602-2.
- Lamine M, Samaali D y Ghrabi A (2012) Greywater treatment in a submerged membrane bioreactor with gravitational filtration. *Desalination and Water Treatment*, 46(1-3): 182-187.

- Larsen TA, Ader AC, Eggen BI, Maurer M, Lienert J (2009) Source Separation: Will We See a Paradigm Shift in Wastewater Handling? *Environmental Science and Technology*, 43: 6121–6125.
- Larsen TA, Maurer M (2011) Source separation and decentralization. In: *Treatise on Water Science* (P. Wilderer, ed.). Vol. 4, Oxford, Academic Press, Elsevier, pp. 203–229.
- Le-Clech P, Chen V, Fane TAG (2006) Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 284: 17–53.
- Lee D-J, Chen Y-Y, Show K-Y, Whiteley CG, Tay J-H (2010) Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances*, 28: 919–934.
- Lemaire R, Webb RI, Yuanm Z (2008) Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater. *International Society for Microbial Ecology Journal*, 2: 528–541.
- Li Z, Gulyas H, Jahn M, Gajurel DR, Otterpohl R. (2003) Greywater treatment by constructed wetland in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for suburban and rural areas without sewer system. *Water Science and Technology*, 48(11): 101–106.
- Li ZH, Kuba T, Kusuda T (2006) The influence of starvation phase on the properties and the development of aerobic granules. *Enzyme and Microbial Technology*, 38: 670–674.
- Li A-j, Y S-f, Li X-y, Gy J-d (2008) Microbial population dynamics during aerobic sludge granulation at different organic loading rates. *Water Research*, 42: 3552 – 3560.
- Li A-J, Li X-Y (2009) Selective sludge discharge as the determining factor in SBR aerobic granulation: Numerical modelling and experimental verification. *Water Research*, 43:3387–3396.
- Li F, Wichmann a K, Otterpohl R (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407: 3439–3449.
- Liao BQ, Allen DG, Droppo IG, Leppard GG, Liss SN (2001) Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35: 339–50.
- Lier JBV, y Lettinga, G (1999) Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewater: The decentralized approach. *Water Science and Technology*, 40 (7): 171-183.
- Liu J, Li J, Wang X, Zhang Q, Littleton H (2017) Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. *Journal Environmental Sciences*, 51: 332–341.
- Liu YQ, Liu Y, Tay JH, Ivanov V, Moy BYP, Liu Y, Tay STL (2005) Influence of phenol on nitrification by aerobic granules. *Process Biochemistry*, 40: 3285–3289.
- Liu Y, Liu QS (2006) Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24: 115–127.
- Liu Y, Yang S-F, Liu Q-S, Tay J-H (2003) The Role of Cell Hydrophobicity in the Formation of Aerobic Granules. *Current Microbiology*, 46: 270–274.
- Liu Y, Tay J-H (2002) The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, 36: 1653–1665.
- Liu, Y, Tay, JH (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 533–563.
- Liu Y-Q, Tay J-H (2007) Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time. *Applied Microbiology Biotechnology*, 75: 205–210.
- Liu Y-Q, Tay J-H (2008) Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors. *Environmental Biotechnology*, 75: 210-205.

- Liu Y, Tay JH (2015) Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, 80:256–266.
- Liu Y-Q, Tay J-H, Moy BY-P (2006) Characteristics of aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor with variable aeration. *Applied Microbiology Biotechnology*, 71: 761–766.
- Liu Y-Q, Wu W-W, Tay J-H, Wang J-L (2007) Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 76: 211–216.
- Lin C-J, Lo S-L, Kuo C-Y, Wu C-H. (2005) Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminium electrodes for on-site domestic greywater reuse. *Journal of Environmental Engineering*, 2005: 491–495.
- Loh M y Coghlan P (2003) *Domestic Water Use Study. In Perth Western Australia 1998-2001*. Water Corporation. Australia.
- Long B, Yang C-z, Pu W-h, Yang J-k, Liu F-b, Zhang L, Cheng K (2015) Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a continuous flow reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3: 2966–2973
- Maeda M, Nakada K, Kawamoto K, Ikeda M (1996) Area-wide use of reclaimed water in Tokyo, Japan. *Water Science and Technology*, 33(10-11): 51–7.
- Maimon A, Friedler E, Gross A (2014) Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. *Science of the Total Environment*, 487: 20–25.
- Martínez MA (2017) Advierten que CDMX, cerca de estrés hídrico por alta demanda de agua. *Agencia Quadratin*. Artículo en línea: <https://mexico.quadratin.com.mx/advierten-cdmx-cerca-estres-hidrico-alta-demanda-agua/>. Publicado el 13 de mayo de 2017. Fecha de consulta: 25 de septiembre de 2017-
- Martins AMP, Pagilla K, Heijnen JH, van Loosdrecht MCM (2004) Filamentous bulking sludge—a critical review. *Water Research*, 38: 793–817.
- Maurer M, Schwegler P, Larsen T.A (2003) Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*, 48(1): 37–46.
- McSwain BS, Irvine RL y Wilderer PA (2004) The influence of settling time on the formation of aerobic granules. *Water Science and Technology*, 50(10): 195–202.
- McSwain BS, Irvine RL, Wilderer, PA (2004b) The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Water Science and Technology*, 49(11–12): 19–25.
- McSwain BS, Irvine RL, Hausner M y Wilderer PA (2005) Composition and Distribution of Extracellular Polymeric Substances in Aerobic Flocs and Granular Sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2): 1051–1057.
- Meininger F y Oldenburg M (2009) Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water Science & Technology*, 59(9): 1785-1791.
- Merz C, Scheumann R, Hamouri BE, Kraume M (2007) Membrane bioreactor technology for from a sports and leisure club the treatment of greywater from a sports and leisure club. *Desalination*, 215(1-3), 37–43.
- Mieczkowski D, Cydzik-Kwiatkowska A, Rusanowska, Świątczak P (2016) Temperature induced changes in treatment efficiency and microbial structure of aerobic granules treating landfill leachate. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 32(6):91.
- Morel A, Diener S (2006) Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. En “Greywater Management in Low and Middle-Income Countries”. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.

- Mosquera-Corral A, de Kreuk MK, Heijnen JJ, van Loosdrecht MCM (2005) Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39: 2676-2686.
- Moy BY-P, Tay J-H, Toh S-K, Liu Y, Tay ST-L (2002) High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, 34: 407-412.
- Monroy O, Legorreta J, Gómez E (2012) Hacia la sustentabilidad hidráulica en el Valle de México, *Reporte Macroeconómico de México*, III, 5: 6-10
- NASEM (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine) (2016) • Using Graywater and Stormwater to Enhance Local Water Supplies: An Assessment of Risks, Costs, and Benefits. *National Academies Press*. Washington, DC.
- Noah M (2002) Greywater use still a gray area. *Journal of Environmental Health*, 64(10): 22-25.
- Nolde E (1999) Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings — over ten years experience in Berlin. *Urban Water*, 1: 275-84.
- NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.
- NOM-015-CONAGUA-2007. Infiltración artificial de agua a los acuíferos. Características y especificaciones de las obras y del agua.
- Obaja, D, Mace J, Costa C, Sans J, Mata-Alvarez J (2003). Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 87(1): 103-111.
- Oh KS, Poh PE, Chong MN, Chan ES, Lau EV, Saint CP (2016) Bathroom greywater recycling using polyelectrolyte-complex bilayer membrane: Advanced study of membrane structure and treatment efficiency. *Carbohydrate Polymers*, 148: 161-70.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas) (2012) Objetivos del desarrollo del milenio: Informe 2012. En línea: http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/pdf/mdg_2012_foreword_overview.pdf. Consulta 27 de febrero de 2013.
- Orhon D, Çokgör EU (1997) COD Fractionation in Wastewater Characterization - The State of the Art. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 68: 283-293.
- Paixão SM y Anselmo AM (2002) Effect of Olive Mill Wastewaters on the Oxygen Consumption by Activated Sludge Microorganisms: an Acute Toxicity Test Method. *Journal of applied toxicology*, 22: 173-176.
- Parjane SB y Sane MG (2011) Performance of grey water treatment plant by economical way for Indian rural development. *International Journal of ChemTech Research*, 3(4): 1808-1815.
- Patil YM y Munavalli GR (2016) Performance evaluation of an Integrated On-site Greywater Treatment System in a tropical region. *Ecological Engineering*, 95: 492-500.
- Paulo PL, Azevedo C, Begosso L, Galbiati AF, Boncz MA (2013) Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*, 50: 95- 100.
- Pijuan M, Werner U, Yuan Z (2009) Effect of long term anaerobic and intermittent anaerobic/aerobic starvation on aerobic granules. *Water research*, 43: 3622-3632.
- Pidou M, Avery L, Stephenson T, Jeffrey P, Parsons SA, Liu S, Memon FA, Bruce Jefferson B (2008) Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, 71(1): 147-55.
- Prathapar SA, Jamrah A, Ahmed M, Al Adawi S, Al Sidairi S, Al Harassi A (2005) Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. *Desalination*, 186: 177-186.

- Pronk M, Abbas B, Al-zuhairy SHK, Kraan R, Kleerebezem R & van Loosdrecht MCM (2015) Effect and behaviour of different substrates in relation to the formation of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology Biotechnology*, 99: 5257–5268. doi.org/10.1007/s00253-014-6358-3.
- Qin L, Tay JH, Liu Y (2004) Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39: 579–584.
- Ramprasad C, Smith CS, Memon FA, Philip L. (2017) Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering*, 106: 55–65
- Ríos F (2017) Falta de agua puede derivar en conflictos sociales: ALDF. El sol de México. Artículo en línea: <https://www.elsoldemexico.com.mx/metropoli/cdmx/Falta-de-agua-puede-derivar-en-conflictos-sociales-ALDF-219774.html>. Publicado el 27 de marzo de 2017. Fecha de consulta: 25 de septiembre de 2017.
- Rocktäschel T, Klarmann C, Ochoa J, Boisson P, Sørensen K, Horn H (2015) Influence of the granulation grade on the concentration of suspended solids in the effluent of a pilot scale sequencing batch reactor operated with aerobic granular sludge. *Separation and Purification Technology*, 142: 234–241.
- Rojas-Z U, Fajardo-O C, Moreno-Andrade I, Monroy I (2017) Greywater treatment in an aerobic SBR: sludge structure and kinetics. *Water Science and Technology*, 76(5-6), 1535-1544.
- Santos C, Taveira-Pinto F, Cheng CY, Leite D (2012) Development of an experimental system for greywater reuse. *Desalination*, 285: 301-305.
- Schuler AJ, Jang H (2007) Density effects on activated sludge zone settling velocities. *Water Research*, 41: 1814-1822.
- Schwarzenbeck N, Borges JM, Wilderer PA (2005) Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 66: 711-718.
- Sheng G-P, Li A-J, Li X-Y, Yu H-Q (2010) Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, 160: 108–114.
- Simha P, Ganesapillai M (2017) Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come? A review. *Sustainable Environment Research*, 27: 107-116.
- Smith E, Bani-Melhem K (2012) Grey water characterization and treatment for reuse in an arid environment. *Water Science and Technology*, 66(1): 72-78.
- Sostar-Turk S, Petrinic I, Simoncic M (2005) Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. *Resources Conservation and Recycling*, 44(2): 185–96.
- Su K.Z, Yu HQ (2005) Formation and Characterization of Aerobic Granules in a Sequencing Batch Reactor Treating Soybean-Processing Wastewater. *Environmental Science and Technology*, 39: 2818-2827.
- Suhail NA, Almuktar SA, Scholz M (2017) Remediation of synthetic greywater in mesocosm—Scale floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 102: 303-319.
- Surerus V, Giordano G y Teixeira AC (2014) Activated sludge inhibition capacity index. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(2):385-392.
- Surendran S y Wheatley AD (2007) Grey-Water Reclamation for Non-Potable Re-Use. *Water and Environment Journal*, 12: 406-413.
- Sutherland K (2008) Wastewater filtration: A future for grey water recycling. *Filtration + Separation*, 45(3): 18-21.
- Thanh BX, Visvanathan C, Aim RB (2009) Characterization of aerobic granular sludge at various organic loading rates. *Process Biochemistry*, 44: 242–245.

- Tay JH, Liu QS, Liu Y (2001) The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granule. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57: 227–233.
- Tay JH, Liu QS, Liu Y (2001b) The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Letters in Applied Microbiology*, 33: 222–226.
- Tay J-H, Liu Q-S, Liu Y (2001c) Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91: 168–175
- Tay JH, Liu QS, Liu Y (2002) Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology*, 23: 931–936.
- Tay JH; Pan S, He Y, Tay Y, Tay S.T.L. (2004) Effect of Organic Loading Rate on Aerobic Granulation. I: Reactor Performance. *Journal of environmental engineering*, 130(10): 1094–1101.
- Tay JH, Yang P, Zhuang WQ, Tay STL, Pan ZH (2007) Reactor performance and membrane filtration in aerobic granular sludge membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 304: 24–32.
- Tchobanoglous G, Franklin LB & Stensel HD (2003) Wastewater engineering: treatment and reuse. Edition 4th. Metcalf and Eddi Inc.
- Teh XY, Poh PE, Gouwanda D, Chong MN (2015) Decentralized light greywater treatment using aerobic digestion and hydrogen peroxide disinfection for non-potable reuse. *Journal of Cleaner Production*, 99: 305–311.
- Uddin SMN, Li Z, Ulbrich T, Mang H-P, Adamowski JF, Ryndin R. (2016) Household greywater treatment in water-stressed regions in cold climates using an ‘Ice-Block Unit’: Perspective from the coldest capital in the world. *Journal of Cleaner Production*, 133: 1312e1317.
- Val del Río A, Figueroa M, Arrojo B, Mosquera-Corral A, Campos JL, García-Toriello G (2012) Aerobic granular SBR systems applied to the treatment of industrial effluents. *Journal of Environmental Management*, 95: S88–S92.
- Verstraete W, Van de Caveye P, Diamantis V (2009) Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresource Technology*, 100: 5537–5545.
- Vinnerås B (2002) Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by Faecal Separation Combined with Urine Diversion. Tesis de doctorado. Universidad Sueca de Ciencias de la Agricultura. Uppsala, Suecia.
- Wagner J, Weissbrodt DG, Manguin V, Ribeiro da Costa RH, Morgenroth E, Derlon N. (2015) Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, 85: 158–166.
- Wang Q, Du G, Chen J (2004) Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force. *Process Biochemistry*, 39: 557–563.
- Wang Z-W, Li Y, Zhou J-Q, Liu Y (2006) The influence of short-term starvation on aerobic granules. *Process Biochemistry*, 41: 2373–2378.
- Wang SG, Liu X-W, Gong WX, Gao BY, Zhang DH, Yu HQ (2007) Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 98: 2142–2147.
- Wang XH, Zhang HM, Yang FL, Xia LP, Gao MM (2007b) Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure. *Enzyme and Microbial Technology*, 41: 205–211.
- Wang J, Qian F, Liu X, Wang S, Shen Y (2016) Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules. *Applied Microbiology Biotechnology*, 100: 9381–9391.

- Weissbrodt DG, Neu TR, Kuhlicke U, Rappaz Y, Holliger C (2013) Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms. *Frontiers in Microbiology*, 4:175.
- Wilderer PA y Schreff D (2000) Decentralized and centralized wastewater management a challenge for technology developers. *Water Science and Technology*, 41(1): 1–8.
- Winkler M-KH, Kleerebezem R, Strous M, Chandran K, van Loosdrecht MCM (2013) Factors influencing the density of aerobic granular sludge. *Applied Microbiology Biotechnology*, 97: 7459–7468.
- Zhang J, Chua HC, Zhou J, Fane AG (2006) Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, 284: 54–66.
- Zhang L, Feng X, Zhu N, Chen J (2007) Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules. *Enzyme and Microbial Technology*, 41: 551–557.
- Zhang B, Jin M, Qiu Z, Liu H, Wang J, Li J (2011) Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorous removal system. *Bioresource Technology*, 102: 2474–2480.
- Zhang L, Zhang R, Yang H (2011b) Characteristics of Aerobic Granular Sludge Membrane Bioreactor for Domestic Wastewater Treatment. *International Symposium on Water Resource and Environmental Protection (I SMREP)* 2: 1211-1214.
- Zhu J, Zhang Z, Miller C (2006) A Laboratory Scale Sequencing Batch Reactor with the Addition of Acetate to remove Nutrient and Organic Matter in Pig Slurry. *Biosystems Engineering*, 93(4): 437–446.
- Zhu L, Xu X, Luo W, Cao D, y Yang Y (2007) Formation and microbial community analysis of chloroanilines degrading aerobic granules in the sequencing airlift bioreactor. *Journal of Applied Microbiology*, 104: 152-160.
- Zhu L, Dai X, Lv M, Xu X (2013) Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 3165–3175.
- Zipf MS, Pinheiro IG, Conejero MG (2016) Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbón. *Journal of Environmental Management*, 176: 119-127.

ANEXO 1

I. Estudio de consumo de agua en servicios domésticos

Objetivos

- Definir el consumo total de agua potable en actividades domésticas y el porcentaje de contribución en volumen de cada una de las corrientes que componen a las aguas grises.
- Determinar la disposición de la población para adoptar acciones relacionadas con el uso y reuso eficiente del agua.

La presente encuesta tiene como finalidad principal determinar el consumo de agua potable en casas de la zona metropolitana de la Ciudad de México. Con la información obtenida se podrá llevar a cabo un análisis de los patrones de consumo de los habitantes de la zona mencionada, así como la comparación con datos reportados en literatura internacional. La encuesta está dividida en tres secciones principales:

- Datos generales. En esta sección se pretende recabar datos demográficos y de infraestructura en cada una de las casas encuestadas.
- Consumo de agua en el hogar. El objetivo es obtener información relacionada con el gasto de agua potable en cada área de consumo doméstico. Para desarrollar esta sección se determinará el la duración y el número de usos de la regadera, lavamanos y tarja de cocina en un día, así como la duración y número total de usos de la lavadora, de riego de áreas verdes y de lavado de pisos en una semana completa, de lunes a domingo.
Se recomienda tener una bitácora disponible en cada área de consumo, para que se posible registrar el número de usos y la duración de cada uno de éstos.
Para consumo total en cada área es necesario multiplicar el número de usos o minutos de uso por el flujo promedio. Por ello, la sección 1.1 del presente anexo se muestra la metodología para determinar el flujo promedio de agua en cada una de las áreas de consumo doméstico.
- Perspectivas del reuso del agua. Esta última sección de la encuesta tiene como objetivo analizar la percepción de la población estudio con respecto a la calidad del agua y su disponibilidad para adoptar acciones relacionadas con el reuso del agua en el hogar.

DATOS GENERALES

1. Número de habitantes en casa

1.1 Número de habitantes

Menores ☐ De 15 a 60 ☐ De 60 años en
de 15 años años adelante ☐

1.2 Número de habitantes en edad escolar

En edad ☐ Con actividades En casa la
escolar laborales mayor parte
del tiempo ☐

3. Número de baños con regadera

0 ☐ 1 ☐ 2 ☐ 3 ☐

4. Número de lavabos

1 ☐ 2 ☐

5. ¿Cuenta con lavadora?

Sí ☐ No ☐

5.1 Tipo de lavadora

Manual ☐ Automática ☐

9. ¿Lleva a cabo el riego de jardines?

Sí ☐ No ☐

CONSUMO DE AGUA EN EL HOGAR

1. Número de usos de la regadera

1		2		3		4	
5		6		7		8	

2. Minutos promedio que permanece abierta la regadera durante la ducha

Uso 1		Uso 2		Uso 3		Uso 4	
Uso 5		Uso 6		Uso 7		Uso 8	

3. Número de ciclos de lavado de ropa realizados en la semana

Lavadora automática _____

Lavadora Manual _____ Piletas usadas en el enjuague _____

Lavado manual (número de piletas) _____

4. Número de usos de la llave del fregadero por día

1		2		3		4	
5		6		7		8	
9		10		11		12	

4.1 Minutos que permaneció abierta la llave del fregadero por uso

Uso 1		Uso 2		Uso 3		Uso 4	
Uso 5		Uso 6		Uso 7		Uso 8	
9		10		11		12	

5. Número promedio usos del lavabo

1	2	3	4
5	6	7	8
9	10	11	12

6. Número promedio de minutos en cada uso

Uso 1	Uso 2	Uso 3	Uso 4
Uso 5	Uso 6	Uso 7	Uso 8
Uso 9	Uso 10	Uso 11	Uso 12

7. Número de riegos a áreas verdes en la semana

1	2	3	4
5	6	7	8

8. Número promedio de minutos que permaneció abierta la llave en cada riego

Riego 1	Riego 2	Riego 3	Riego 4
Riego 5	Riego 6	Riego 7	Riego 8

9. Número de veces en que llevó a cabo el lavado de pisos

1	2	3	4
5	6	7	8

10. Volumen de agua aproximado utilizado en otras actividades

PERSPECTIVAS DEL REUSO DEL AGUA

1. ¿Cómo define la calidad del agua que se le suministra?

Excelente ☐

Buena ☐

Mala ☐

Pésima ☐

2. ¿Considera que la calidad del agua es la misma en diferentes regiones de la ciudad?

Si ☐

No ☐

3. Con base en qué indicadores define la calidad del agua

Turbiedad ☐

Color ☐

Sólidos ☐

Parámetros
fisicoquímico ☐

4. ¿Usted practica el reuso en su casa?

Si ☐

¿En qué áreas? _____

No ☐

¿Por qué? _____

5. ¿Considera que los avances científicos y tecnológicos son suficientemente eficientes para generar agua tratada para reuso?

Si ☐

No ☐

6. ¿Considera que la cobertura del suministro del agua potable es insuficiente y que en el futuro este problema se agravará?

Sí ☐

No ☐

7. ¿Estaría dispuesto a reusar el agua doméstica tratada en retretes y mingitorios?

Si ☐

No ☐

8. ¿Estaría dispuesto a adquirir dispositivos ahorradores de agua?

Si ☐

No ☐

¿Por qué? _____

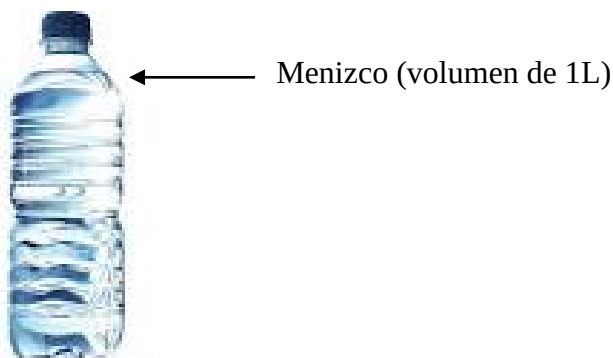
I.I Metodología para la determinación del flujo de agua por servicio doméstico

Materiales

- 1 botella de agua bebible de 1 L (con sello en la tapa)
- 1 botella de agua bebible de 0.5 L (con sello en la tapa)
- 1 cronómetro
- 1 regla graduada de 30 cm
- 1 embudo de plástico (opcional)
- 1 marcador indeleble

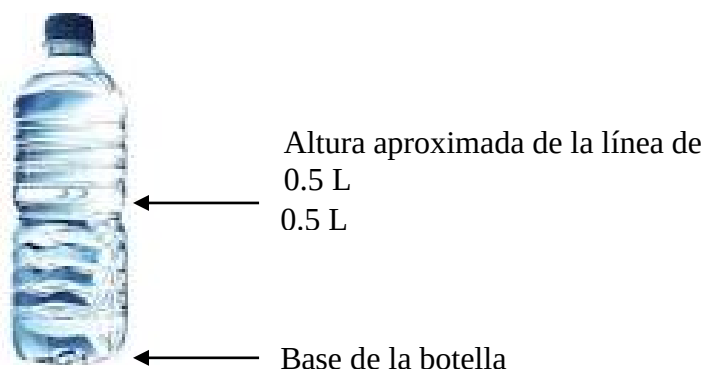
I.I.I Graduación de las botellas

a) Identificar el menisco del agua dentro de la botella de 1 L y trazar un línea sobre éste utilizando un marcador indeleble. Esta línea corresponderá a un volumen de 1 L.

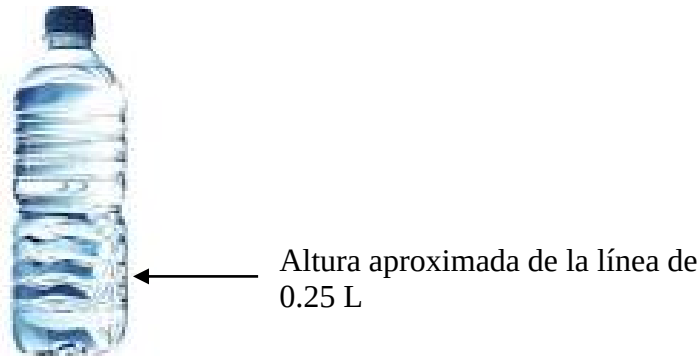


b) Abrir la botella de 1L y verter su contenido en otro recipiente.

c) Una vez vacía la botella de 1L verter el agua de la botella de 0.5 L en la de 1L e identificar el nuevo menisco. Trazar una línea sobre el menisco utilizando el marcador. Esta línea corresponde a un volumen de 0.5 L.



d) Determinar la distancia existente entre la base de la botella y la línea de 0.5 L utilizando una regla. Dividir esta distancia entre 2 y marcar una nueva línea sobre la botella de 1 L utilizando el valor obtenido. Esta línea corresponderá a un volumen de 0.250 L.



e) Marcar una nueva línea sobre la botella de 1L, que corresponda a un volumen de 0.75 L. Para ello multiplicar la altura correspondiente a 0.25L por tres.

1.1.II Determinación del flujo en la regadera

a) Tener un cronómetro disponible y fijarlo en un valor de tiempo inicial de 0:00:00

b) Abrir las llaves de la regadera hasta el nivel promedio utilizado comúnmente, evitando abrirlas al nivel máximo o mínimo para no sobreestimar los datos

c) Ya estabilizado el flujo de agua colocar debajo de la regadera un contenedor para captar el agua liberada y arrancar el cronómetro justo en el momento en que el agua comienza a ser captada. Recaudar el agua durante dos minutos y, justo terminado el tiempo indicado, retirar el contenedor (Nota 1 y 2).

d) Registrar el volumen de agua captado utilizando la botella graduada de 1L. Para ello se debe llenar la botella con el agua almacenada en el contenedor hasta llegar a la marca de 1L. Posteriormente vaciar el contenido de la botella y rellenarla tantas veces como sea necesario hasta que se haya vaciado toda el agua del contenedor. Es muy probable que la última fracción del agua no alcance a llenar la botella, por ello, se debe registrar este último volumen utilizando las graduaciones de 0.75, 0.5 y 0.25 L.

e) Registrar el número de veces que se llenó la botella hasta el nivel de 1 L y el volumen del último llenado, el cual debe ser aproximado a 0.25, 0.50, 0.75 o 1L.

Nota 1. El cronómetro se debe arrancar justo en el momento en el que el agua comienza a captarse, y el recipiente debe retirarse justo cuando se cumplan los dos minutos.

Nota 2. Se recomienda que este procedimiento se lleve a cabo por dos personas, una que lleve a cabo el control del tiempo en el cronómetro y otra que se encargue de sostener el contenedor para la captación del agua.

I.I.III Determinación del flujo en la llave del lavamanos

- a) Tener un cronómetro disponible y fijarlo en un valor de tiempo inicial de 0:00:00
- b) Abrir las llaves del lavamanos hasta el nivel promedio utilizado comúnmente, evitando abrirlas al nivel máximo o mínimo para no sobreestimar los datos
- c) Ya estabilizado el flujo de agua colocar un contenedor por debajo del grifo del lavamanos para captar el agua liberada y arrancar el cronómetro justo en el momento en que el agua comienza a ser almacenada. Recaudar el agua durante dos minutos y, justo terminado el tiempo indicado, retirar el recipiente (Nota 1 y 2).
- d) Registrar el volumen de agua captado utilizando la botella previamente graduada, llenándola hasta llegar a la marca de 1L. Posteriormente vaciar el contenido de la botella y rellenarla tantas veces como sea necesario hasta que se haya vaciado toda el agua del contenedor. Es muy probable que la última fracción del agua no alcance a llenar la botella, por ello, se debe registrar el volumen de este último llenado utilizando las graduaciones de 1, 0.75, 0.5 y 0.25 L.
- e) Registrar el número de veces que se llenó la botella hasta el nivel de 1 L y el volumen del último llenado, el cual debe ser aproximado a 0.25, 0.50, 0.75 o 1L.

I.I.IV Determinación del flujo en la tarja de cocina

- a) Tener un cronómetro disponible y fijarlo en un valor de tiempo inicial de 0:00:00;
- b) Abrir las llaves de la tarja hasta el nivel promedio utilizado comúnmente, evitando abrirlas al nivel máximo o mínimo para no sobreestimar los datos;
- c) Ya estabilizado el flujo de agua colocar un contenedor por debajo del grifo ora para captar el agua liberada y arrancar el cronómetro justo en el momento en que el agua comienza a ser captada. Recaudar el agua durante dos minutos y, justo terminado el tiempo indicado, retirar el contenedor (Nota1 y 2);
- d) Registrar el volumen de agua captado utilizando la botella previamente graduada, llenándola hasta llegar a la marca de 1L. Posteriormente vaciar el contenido de la botella y rellenarla tantas veces como sea necesario hasta que se haya vaciado toda el agua del contenedor. Es muy probable que la última fracción del agua no alcance a llenar la botella, por ello, se debe registrar el volumen de este último llenado utilizando las graduaciones de 1, 0.75, 0.5 y 0.25 L;
- e) Registrar el número de veces que se llenó la botella hasta el nivel de 1 L y el volumen del último llenado, el cual debe ser aproximado a 0.25, 0.50, 0.75 o 1L;

I.I.V Determinación del agua utilizada en cada ciclo de lavado o en lavadora manual

Este procedimiento se debe llevar a cabo sólo en caso de que no se cuente con el manual de operación de la lavadora. En caso de que se cuente con éste, se debe revisar el volumen de agua de operación del aparato.

I. Determinación del nivel de agua de operación de la lavadora

- a) En caso de que sea automática, permitir el flujo normal de agua y registrar el nivel de operación, tanto en el lavado como en el enjuague
- b) Permitir el vaciado de la lavadora y rellenarla con agua de la llave hasta el nivel de operación previamente establecido, utilizando cubetas de 20 L llenas de agua.
- c) Registrar el número de cubetas de 20L llenas de agua que fueron necesarias para llegar al nivel

Nota 3. En caso de que en la última operación no se hubiera requerido de una cubeta llena, determinar el volumen aproximado en medidas de cuartos. Por ejemplo, si para llegar al nivel no se necesitó una cubeta llena, entonces determinar si se requirió 1/4, 1/2, o 3/4 de cubeta, aproximadamente.

Nota 4. En caso de tratarse de lavadora automática, se debe registrar el número de cubetas necesarias para llegar al nivel de lavado y para el nivel de enjuague. En el caso de lavadoras manuales se debe registrar sólo el número de cubetas necesarias para llegar al nivel de operación y, posteriormente, el número de piletas llenas de agua que fueron necesarias para el enjuague de la ropa, siguiendo el paso 6 de esta metodología.

I.I.VI Determinación del volumen de agua utilizado cuando no se cuenta con lavadora

- a) Determinar el volumen de agua necesario para llenar la pileta del lavadero, utilizando para ello la botella de 1L, llenándola cuantas veces sea necesario hasta llenar la pileta.
- b) Registrar el número de botellas llenas de agua de 1L que fueron necesarias para llenar la pileta.

I.I.VII Determinación del flujo de agua para riego de áreas verdes

Riego con manguera

- a) Tener un cronómetro disponible y fijarlo en un valor de tiempo inicial de 0:00:00
- b) Abrir las llave conectada a la manguera hasta el nivel promedio utilizado comúnmente, evitando abrirlas al nivel máximo o mínimo para no sobreestimar los datos
- c) Una vez estabilizado el flujo de agua colocar un contenedor para captar el agua liberada y arrancar el cronómetro justo en el momento en que el agua comienza a ser captada. Recaudar el agua durante dos minutos y, justo terminado el tiempo indicado, retirar el recipiente (Nota 1 y 2).
- d) Registrar el volumen de agua captado utilizando la botella previamente graduada. Para ello se debe llenar la botella con el agua almacenada en el contenedor hasta llegar al nivel de 1 L, y posteriormente vaciarla y rellenarla tantas veces como sea necesario hasta agotar el agua contenida en el recipiente. Es muy probable que la última parte del agua no alcance a llenar la botella, por ello, registrar este el volumen de este último llenado utilizando las graduaciones de 1, 0.75, 0.5 y 0.25 L.
- e) Registrar el número de veces que se llenó la botella hasta el nivel de 1 L y el volumen del último llenado, el cual debe ser aproximado a 0.25, 0.50, 0.75 o 1L.

Riego con cubeta

- a) Registrar el número de cubetas de 20 L necesarias para llevar a cabo el riego

I.I.VIII Determinación del flujo de agua para lavado de pisos y otras actividades de limpieza

- a) En caso de lavado de pisos, determinar el número de cubetas de 20L llenas de agua utilizadas para esta actividad
- b) En caso de actividades de limpieza en general, determinar el volumen de agua gastado utilizando la botella de 1L, llenándola cuantas veces sea necesaria.

ANEXO 2

Determinación de la q_{O_2} para inhibición

De acuerdo con Cokgor *et al.* (2007) el porcentaje de reducción de la cantidad de oxígeno disuelto utilizado después de un tiempo apropiado de reacción es un índice adecuado para la evaluación de los efectos de inhibición. Las pruebas de determinación de la tasa específica de consumo de oxígeno (q_{O_2}) se llevaron a cabo con base en lo descrito por Paixão y Anselmo (2002), Cokgor *et al.* (2007) y Surreus *et al.* (2014), siguiendo la siguiente metodología:

Se preparan diluciones de diferente concentración o proporción del componente problema. Posteriormente se adiciona el volumen necesario de inóculo para llegar a una concentración de promedio de 100 a 500 mg SSV L⁻¹. Las pruebas respirométricas se pueden llevar a cabo en botellas de DBO de 300 mL a una temperatura constante de 20°C. El lodo, con o sin adición del componente tóxico debe ser adicionado al reactor y aireado por 15 min. Posteriormente se detienen la aireación y se termina el consumo de oxígeno disuelto a partir de un medidor de oxígeno en línea, manteniendo la mezcla agitada mediante una barra magnética, utilizando una parrilla de agitación. Se debe preparar un blanco preparado con un compuesto altamente biodegradable como sacarosa.

Cada muestra debe ser mezclada y aireada mediante una barra magnética durante 20 min, y posteriormente medir el oxígeno disuelto utilizando un electrodo (Paixao *et al* (2002)). Cuando la aireación se detiene, un decrecimiento en la concentración de oxígeno disuelto es observado. La pendiente de la curva corresponde a la OUR (Caraveli *et al* (2010)).

ANEXO 3

Determinación del coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno

El coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno (K_{La}) fue evaluado en ambos reactores para determinar las características de consumo y suministro de oxígeno. La evaluación de dicho parámetro se llevó a cabo siguiendo el método dinámico de entrada y salida de gas (“Gas out-Gas in”), propuesto por Bandyopadhyay y Humphrey (1967). Este método consiste en el seguimiento de la concentración de oxígeno disuelto durante una breve interrupción de la aireación del sistema, y durante un periodo posterior de re-aireación, utilizando un electrodo de medición de oxígeno disuelto de rápida respuesta. Los resultados de las pruebas se muestran en la Figura I.

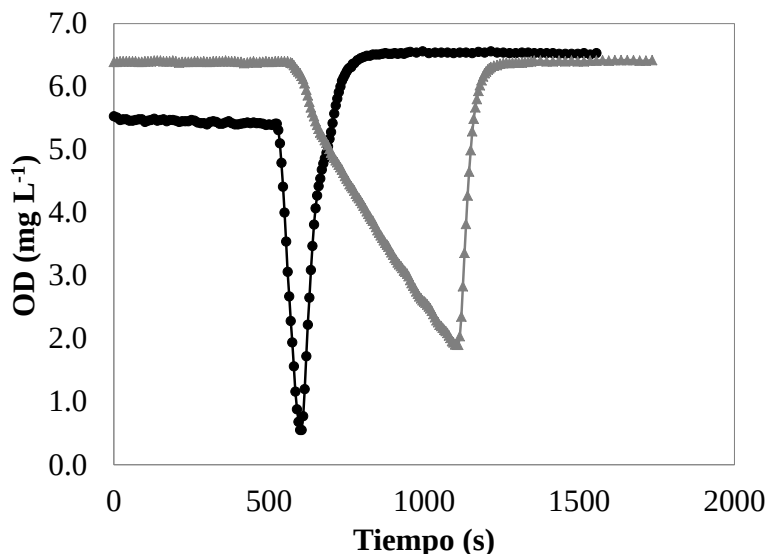


Figura I. Perfiles de consumo de oxígeno en rMS (●) y rAG (▲).

Como se muestra en la Figura anterior, la pendiente de la etapa de no-aireación para ambas curvas indica el coeficiente volumétrico de consumo de oxígeno rX , el cual resultó considerablemente mayor en rMS, lo cual indica una mayor tasa de consumo de oxígeno por los gránulos alimentados con medio sintético.

Para obtener el valor del K_{La} se utilizaron los datos de la etapa de re-aireación de ambas curvas, los cuales fueron alimentados en la ecuación 4, y graficados para obtener la figura II.

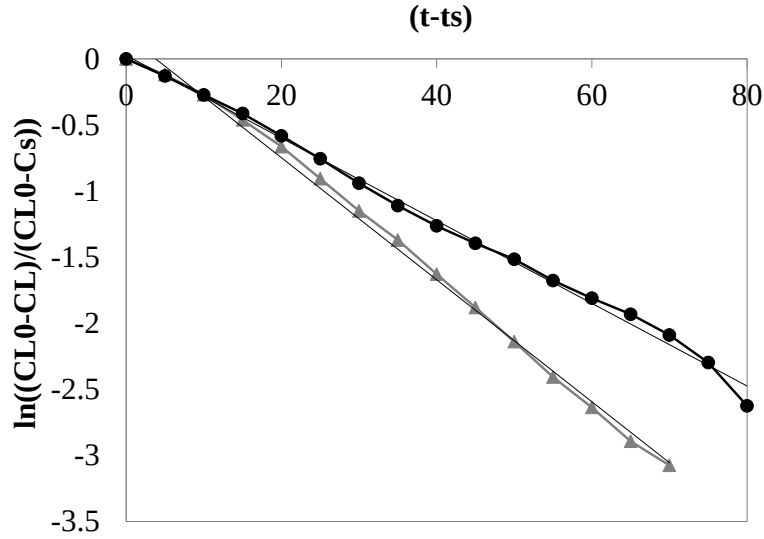


Figura II. Análisis del consumo de sustrato en forma integrada para obtener el K_{La} rMS (●) ($y=-0.0313x+0.0264$) y rAG (▲) ($y=-0.0462x+0.1754$).

De acuerdo con la ecuación 4, la pendiente de las curvas en la Figura II representa el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno K_{La} . Los valores de esta variable mostrados en la Tabla I para ambos reactores indican una mejor transferencia de oxígeno en rAG, probablemente debido al menor consumo por la biomasa, debido a que la X fue generalmente menor en rAG que en rMS. A pesar de esto, los valores del K_{La} no indican una limitación por oxígeno en los sistemas.

Tabla I. Valores de las variables cinéticas para la biomasa granular en rMS y rAG.

Variable	Unidades	Biomasa	
		rMS	rAG
q_{O_2}	$mgO_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$	5.11	6.88
k_{La}	min^{-1}	0.046	0.031

ANEXO 4

Resultados de los análisis cinéticos realizados en rAG y rMs

Tabla II. Resultados cinéticos en rAG.

d 33				d 126			d 203		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mg L ⁻¹)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mg L ⁻¹)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mg L ⁻¹)
0	---	---	576.1	0.153	0.14	375.5	124	125	453.0
0.1	0.157	0.151	394.3	0.087	0.083	221.8	0.115	0.118	300.5
0.2	0.147	0.144	373.0	0.066	0.064	171.8	0.105	0.108	275.5
0.4	0.138	0.138	354.3	0.056	0.067	163.0	0.110	0.113	288.0
0.7	0.1	0.102	261.8	0.036	0.037	100.5	0.097	0.095	249.3
1.0				0.028	0.03	81.8	0.073	0.071	189.3
1.3				0.02	0.021	60.5	0.047	0.048	128.0
1.8	0.055	0.05	140.5	0.023	0.026	70.5	0.043	0.042	115.5
2.3	0.045	0.046	123.0	0.023	0.023	66.8	0.037	0.034	98.0
2.8	0.039	0.04	108.0	0.015	0.016	48.0	0.04	0.035	103.0

d 204				d 207			d 210		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mg L ⁻¹)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mgO ₂ L ⁻¹)	Absorbancia (620 nm)		DQOs (mgO ₂ L ⁻¹)
0	0.127	0.127	496.8	0.112	0.118	451.8	0.119	0.118	451.8
0.1	0.117	0.117	301.8	0.107	0.108	278.0	0.109	0.112	285.5
0.2	0.114	0.118	299.3	0.11	0.107	280.5	0.094	0.093	243.0
0.3	0.111	0.111	286.8	0.099	0.094	250.5	0.090	0.092	236.8
0.4	0.088	0.09	231.8	0.069	0.08	195.5	0.08	0.078	206.8
0.7	0.067	0.072	183.0	0.062	0.07	174.3	0.06	0.063	163.0
1.0	0.056	0.058	151.8	0.062	0.044	141.8	0.046	0.044	121.8
1.3	0.048	0.05	131.8	0.046	0.041	118.0	0.042	0.04	111.8
1.8	0.045	0.048	125.5	0.044	0.04	114.3	0.04	0.042	111.8
2.3	0.045	0.038	113.0	0.046	0.04	116.8	0.037	0.039	104.3
2.8	0.043	0.044	118.0	0.04	0.044	114.3	0.034	0.039	100.5

Tabla II. Resultados cinéticos en rAG (continuación).

d 214				d 220			d 221		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)	
0	0.112	0.116	444.9	0.207	0.208	649.3	0.188	0.192	674.9
0.1	0.109	0.105	276.8	0.198	0.193	498.0	0.170	0.172	436.8
0.2	0.099	0.099	256.8	0.178	0.178	454.3	0.160	0.150	396.8
0.3	0.086	0.089	228.0	0.140	0.138	356.8	0.137	0.125	336.8
0.4	0.067	0.077	189.3	0.096	0.09	241.8	0.086	0.081	218.0
0.7	0.05	0.049	133.0	0.065	0.065	171.8	0.056	0.052	144.3
1.0	0.042	0.043	115.5	0.055	0.052	143.0	0.045	0.049	126.8
1.3	0.045	0.044	120.5	0.046	0.046	124.3	0.048	0.043	123.0
1.8	0.035	0.032	93.0	0.045	0.043	119.3	0.041	0.044	115.5
2.3	0.034	0.034	94.3						
2.8	0.033	0.035	94.3						

d 225				d 227			d 233		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)	
0	0.202	0.201	666.8	0.212	0.215	683.6	0.167	0.175	436.8
0.1	0.175	0.18	453.0	0.199	0.198	505.5	0.13	0.14	346.8
0.2	0.145	0.148	375.5	0.164	0.169	425.5	0.126	0.128	326.8
0.3	0.128	0.133	335.5	0.148	0.148	379.3	0.119	0.111	296.8
0.4	0.116	0.109	290.5	0.117	0.111	294.3	0.098	0.102	259.3
0.7	0.086	0.09	229.3	0.079	0.082	210.5	0.084	0.095	233.0
1.0	0.071	0.064	178.0	0.07	0.060	171.8	0.076	0.078	201.8
1.3	0.056	0.053	145.5	0.056	0.058	151.8	0.067	0.068	178.0
1.8	0.038	0.044	111.8	0.041	0.042	113.0	0.054	0.057	148.0
2.3	0.031	0.026	80.5	0.042	0.044	116.8	0.058	0.059	155.5
2.7	0.03	0.03	84.3						

Tabla II. Resultados cinéticos en rAG (continuación).

d 241				d 252			d 262		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)	
0	0.185	0.179	464.3	0.19	0.195	490.5	0.279	0.278	705.5
0.1	0.136	0.139	353.0	0.112	0.1	274.3	0.225	0.223	569.3
0.2	0.123	0.121	314.3	0.098	0.098	254.3	0.208	0.202	521.8
0.3	0.094	0.100	251.8	0.094	0.090	239.3	0.185	0.182	468.0
0.4	0.08	0.081	210.5	0.083	0.088	223.0	0.154	0.153	393.0
0.7	0.058	0.06	156.8	0.071	0.064	178.0	0.123	0.121	314.3
1.0	0.048	0.047	128.0	0.059	0.061	159.3	0.103	0.105	269.3
1.3	0.038	0.04	106.8	0.049	0.054	138.0	0.088	0.083	223.0
1.8	0.041	0.039	109.3	0.044	0.045	120.5	0.087	0.08	218.0
2.3	0.04	0.042	111.8	0.045	0.047	124.3	0.08	0.079	208.0
2.8			9.3	0.045	0.045	121.8			

Tabla III. Resultados cinéticos en rMS.

d 27				d 33			d 33		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)	DQOs (mgO₂/L)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)	
0	0.193	0.19	667.1	0.189	0.189	660	0.295	0.296	864.3
0.1	--	--	--	0.233	0.268	635.5	0.269	0.259	669.3
0.2	--	--	--	0.138	0.130	344.3	0.216	0.222	556.8
0.3	0.075	0.077	199.3	--	--	--	0.181	0.17	448.0
0.4	0.021	0.020	60.5	0.038	0.031	95.5	0.087	0.095	236.8
0.7	0.019	0.024	63.0	0.026	0.025	73.0	0.023	0.021	64.3
1.0	--	--	--	0.029	0.025	76.8	0.022	0.025	68.0
1.3	0.028	0.022	71.8	--	--	--	0.026	0.022	69.3
1.8	0.027	0.022	70.5	0.024	0.027	73.0	0.022	0.021	63.0
2.3	0.026	0.024	71.8	0.026	0.034	84.3	0.023	0.022	65.5
2.8	0.030	0.023	75.5	0.024	0.025	70.5	0.026	0.022	69.3

Tabla III. Resultados cinéticos en rMS (continuación).

d 168				d 218		
Tiempo (h)	Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)		Absorbancia (620 nm)	DQOs (mg L⁻¹)	
0	0.147	0.149	379.3	0.155	0.155	396.8
0.1	0.053	0.052	140.5	0.097	0.102	258.0
0.2	0.028	0.027	78.0	0.034	0.033	93.0
0.3	0.029	0.020	70.5	0.013	0.017	46.8
0.4	0.019	0.018	55.5	0.012	0.014	41.8
0.7	0.015	0.013	44.3	0.011	0.009	34.3
1.0	0.012	0.015	43.0	0.011	0.014	40.5
1.3	0.011	0.01	35.5	0.014	0.01	39.3
1.8	0.012	0.01	36.8	0.015	0.007	36.8
2.3	0.016	0.011	43.0	0.015	0.015	46.8
2.8	0.011	0.011	36.8	0.015	0.015	46.8



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE DISERTACIÓN PÚBLICA

No. 08261

Matrícula: 2131802205

Tratamiento de aguas grises
con lodos aerobios
granulares en reactores de
lote secuenciado

En la Ciudad de México, se presentaron a las 12:00 horas
del día 24 del mes de julio del año 2018 en la Unidad
Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los
suscritos miembros del jurado:

DR. HECTOR MARIO POGGI VARALDO
DRA. ROSALINDA CAMPUZANO ANGELES
DR. IVAN MORENO ANDRADE
DRA. MARIA DEL CARMEN FAJARDO ORTIZ

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de
Secretaría la última, se reunieron a la presentación de la
Disertación Pública cuya denominación aparece al margen,
para la obtención del grado de:

DOCTOR EN BIOTECNOLOGIA

DE: ULISES ROJAS ZAMORA

y de acuerdo con el artículo 78 fracción IV del Reglamento
de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma
Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al
interesado el resultado de la evaluación y, en caso
aprobatorio, le fue tomada la protesta.



ULISES ROJAS ZAMORA
ALUMNO

REMSO

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISION DE CBS

DRA. SARA LUCIA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTE

DR. HECTOR MARIO POGGI VARALDO

VOCAL

DRA. ROSALINDA CAMPUZANO ANGELES

VOCAL

DR. IVAN MORENO ANDRADE

SECRETARIA

DRA. MARIA DEL CARMEN FAJARDO ORTIZ