

Trabajo Fin de Máster

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LA CARACTERIZACIÓN DEL AGUA Y DE LOS PRINCIPALES PARÁMETROS DEL MODELO EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL URBANA MEDIANTE UN BIORREACTOR ANAEROBIO DE MEMBRANAS.

Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS*

Autor:

CHRISTIAN NAVARRETE MONTOYA

Director:

JOAQUÍN SERRALTA SEVILLA

Codirector/es:

FREDDY DURÁN PINZÓN

MAYO, 2016



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma



Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto:

Título: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LA CARACTERIZACIÓN DEL AGUA Y DE LOS PRINCIPALES PARÁMETROS DEL MODELO EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL URBANA MEDIANTE UN BIORREACTOR ANAEROBIO DE MEMBRANAS.

Alumno: Christian Navarrete Montoya

E-mail: chnamon@alumno.upv.es

Director: Joaquín Serralta Sevilla

Codirector/es: Freddy Durán Pinzón

Resumen

La cantidad de agua disponible en el planeta ha disminuido considerablemente obligando a la sociedad a desarrollar nuevas ideologías sobre demanda, consumo, uso y reutilización del agua. Estas nuevas ideologías deben ir acompañadas a su vez del desarrollo de nuevas tecnologías sostenibles en el área de tratamientos de aguas residuales.

El uso de biorreactores anaerobios de membrana como tecnología alternativa en el tratamiento de agua presenta ventajas interesantes si se compara con un tratamiento biológico convencional de fangos activados. Entre las principales ventajas de este sistema se encuentran la menor producción de fangos, menor consumo energético y la producción de biogás, asegurando la eliminación de la totalidad del material suspendido, inclusive de patógenos, tras el permeado sin verse limitado por el espacio.

En la actualidad, para los diseños de sistemas de tratamiento biológico es frecuente el uso de modelos matemáticos capaces de describir los principales procesos biológicos, químicos y físicos que toman lugar en las en las diferentes unidades de una EDAR, tanto la línea de aguas como la línea de fangos.

El grupo de investigación CALAGUA ha desarrollado el modelo matemático global Biological Nutrient Removal Model No. 2 (BNRM2), el cual ha sido extendido de tal



manera que abarca los procesos de sulfurogénesis desarrollado por bacterias sulfatorreductoras. De igual forma, ha sido validado mediante la comparación de simulaciones del software DESASS y resultados experimentales en un biorreactor anaerobio de membranas.

El objetivo principal de este trabajo es hacer un análisis de sensibilidad de las características del agua y de los principales parámetros cinéticos de dicho modelo en un reactor anaerobio de membranas, con el fin de saber en qué aspectos de la caracterización y de la calibración se deben enfocar los mayores esfuerzos, de este modo ahorrar tiempo y dinero.

Para el desarrollo del análisis de sensibilidad se ejecuta una serie de simulaciones en el programa DESSAS de un esquema SAnMBR, variando los diferentes parámetros seleccionados de forma independiente en un rango definido bajo distintas condiciones de operación.

De acuerdo a los análisis de sensibilidad se obtuvo que los principales aspectos en los que se debe enfocar el mayor esfuerzo en las campañas de muestreo de las analíticas del agua es la materia orgánica biodegradable y el sulfato, siendo los que más repercuten en la competencia entre microorganismos. Por otra parte, realizar la correcta calibración de los parámetros de muerte, constantes de semisaturación y especial énfasis en las velocidades específicas de crecimiento de los microorganismos que entran en competencia.

Resum:

La quantitat d'aigua disponible en el planeta ha disminuït considerablement obligant a la societat a instituir noves ideologies sobre consum, ús i reús de l'aigua. Estes noves ideologies han d'anar acompanyades al seu torn del desenrotllament de noves tecnologies sostenibles en l'àrea de tractaments d'aigües residuals.

L'ús de bioreactors anaerobis de membrana com a tecnologia alterna en el tractament d'aigua presenta avantatges interessants si es compara amb un tractament biològic

convencional de fangs activats. Potser els més importants avantatges són la menor producció de fangs, menor consum energètic i la producció de biogàs, assegurant la separació de quasi la totalitat del material suspès (inclusivament de patògens) a l'eixida del tractament. L'anterior sense veure's limitat per l'espai disponible.

En l'actualitat, per al disseny d'un sistema de tractament biològic és freqüent l'ús de models matemàtics capaços de descriure els principals processos biològics, químics i físics que es duen a terme en les en les diferents unitats d'una EDAR, tant la línia d'aigües com la línia de fangs. El grup d'investigació CALAGUA ha desenrotllat el model matemàtic global Biological Nutrient Removal Model No. 2 (BNRM2) , el qual ha sigut estés de tal manera que comprén els processos de sulfurogènesis desenrotllat per bacteries sulfatorreductores. De la mateixa manera, ha sigut validat per mitjà de la comparació de simulacions del software DESASS i resultats experimentals en un bioreactor anaerobi de membranes.

L'objectiu principal d'este treball és fer l'anàlisi de sensibilitat de les característiques de l'aigua i dels principals paràmetres cinètics model en un sistema anaerobi de membranes, a fi de saber en quins aspectes de la caracterització i del calibratge s'han d'enfocar els majors esforços, d'esta manera estalviar temps i diners.

Per al desenrotllament de l'anàlisi de sensibilitat s'executa una sèrie de simulacions en el programa DESDESSAS d'un esquema SAnMBR, variant els diferents paràmetres seleccionats de forma independent en un rang definit davall distintes condicions d'operació.

D'acord amb les anàlisis de sensibilitat es va obtindre que els principals aspectes en què s'ha d'enfocar el major esforç en les campanyes de mostratge de les analítiques de l'aigua és la matèria orgànica biodegradable i el sulfat, sent els que més repercutixen en la competència entre microorganismes. D'altra banda, cuidar de la correcta calibratge dels paràmetres de mort, constants de semisaturación i especial èmfasi en les velocitats específiques de creixement dels microorganismes que entren en competència.



Summary:

The amount of water available on the planet has decreased significantly forcing society to develop new ideologies on consumption, use and reuse of water. These new ideologies must be accompanied in turn the development of new sustainable technologies in the wastewater treatment area.

The use of an anaerobic membrane bioreactor technology as an alternative water treatment presents interesting advantages compared with conventional biological activated sludge treatment. The most important advantages are lower production of sludge, lower energy consumption and the production of biogas, ensuring the separation of almost all the suspended material (including pathogens) to the output of treatment, without being limited by the available space.

Today, for the design of a biological treatment system is frequently used mathematical models able to describe the main biological, chemical and physical processes that take place in the different units of a wastewater treatment plant, both the water and sludge line.

The research group CALAGUA has developed the global mathematical model Biological Nutrient Removal Model No. 2 (BNRM2), which has been extended such that encompasses processes by sulfate-reducing bacteria. Similarly, it has been validated by comparing software simulations and experimental results in an anaerobic membrane bioreactor.

The main objective of this work is to make a sensitivity analysis of the characteristics of the water and the main kinetic parameters of the model in an anaerobic membrane system, in order to identify aspects of characterization and calibration in which greater efforts should be focus, so time and money can be saved.

To development of the sensitivity analysis a series of simulations runs on a program DESSAS with a SAnMBR scheme, varying the different parameters selected in a range. under different operating conditions



According to the sensitivity analysis, it was obtained that the main aspects that should focus the most effort in sampling campaigns of analytical water are the biodegradable organic matter and sulfate, being the most important when there is competition between microorganisms. Moreover, doing a correct calibration of death parameter, half saturation constants and emphasis on the specific growth rates of the microorganisms that are in competition.

Palabras clave: Análisis de sensibilidad, biorreactor anaerobio de membranas, BNRM2, caracterización de agua, parámetros cinéticos, modelo matemático

Fecha: sábado, 28 de mayo de 2016

CHRISTIAN NAVARRETE M

Christian Navarrete Montoya

Fdo. (Alumno)



Índice general

1	INTRODUCCIÓN.....	2
1.1	Tratamiento de aguas residuales.....	2
1.1.1	Tratamiento biológico de aguas residuales.....	3
1.1.1.1	Transformaciones bioquímicas.....	4
1.1.1.2	Configuración de biorreactores.....	5
1.1.1.3	Medios bioquímicos.....	5
1.1.1.4	Comparación de tratamiento en medio aerobio y medio anaerobio ..	6
1.2	Estaciones depuradoras de aguas residuales tradicionales.....	8
1.3	Nuevas tecnologías.....	9
1.3.1	Reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB, upflow anaerobic sludge blanket).....	9
1.3.2	Filtros anaerobios.....	10
1.3.3	Biorreactores anaerobios de membranas	11
1.4	Microbiología involucrada en los procesos de tratamiento anaerobio	13
1.4.1	Factores que afectan a la operación del tratamiento anaerobio.....	20
1.5	Modelación de procesos de tratamientos de aguas residuales.....	24
1.5.1	Modelación matemática de los procesos biológicos	27
1.5.1.1	Cinética del crecimiento microbiano	27
1.5.1.2	Formato y notación de los modelos.....	31
1.5.2	Modelación matemática de los tratamientos de aguas residuales	33
1.5.3	Modelos matemáticos para la digestión anaerobia	34
1.5.4	Modelación EDAR Completa.....	35
1.6	Modelo BNRM (<i>Biological Nutrient Removal Model</i>).....	36
1.7	Análisis de sensibilidad.....	38
1.8	Software de simulación DESASS.....	40
2	JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	42
3	METODOLOGÍA	44
3.1	Desarrollo de simulaciones.....	45



3.1.1	Planteamiento de analíticas del agua a estudiar.....	48
3.1.2	Variación de analíticas del agua	49
3.1.3	Planteamiento y variación de parámetros cinéticos del modelo a estudiar	52
3.1.4	Variación de cinéticas del modelo.....	53
3.2	Cálculo del análisis de sensibilidad	53
4	RESULTADOS Y ANÁLISIS.....	57
4.1	Resultados de las simulaciones de partida	58
4.1.1	Resultados de las variables de estado en el Efluente.....	58
4.1.2	Resultados de las variables de estado en la purga.....	60
4.1.3	Resultados de las variables de estado en el Biogás.....	62
4.2	Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Efluente.....	63
4.2.1	Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en el efluente	64
4.2.1.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el efluente.....	66
4.2.1.2	Efectos de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el efluente	68
4.2.2	Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en el efluente	70
4.2.2.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el efluente.....	73
4.2.2.2	Efecto de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el efluente	75
4.2.3	Comparación análisis de sensibilidad en el Efluente	78
4.3	Análisis de sensibilidad individual y promedio en la Purga.....	80
4.3.1	Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en la purga.....	80
4.3.1.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en la purga	82
4.3.1.2	Efecto de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en la purga	83
4.3.2	Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en la purga.....	84



4.3.2.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en la purga	86
4.3.2.2	Efectos del Temperatura sobre el análisis de sensibilidad en la purga 87	
4.3.3	Comparación análisis de sensibilidad en la purga	89
4.4	Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Biogás	90
4.4.1	Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en la salida del biogás	91
4.4.1.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el biogás	92
4.4.1.2	Efectos del Temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el biogás	94
4.4.2	Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en la salida del biogás	97
4.4.2.1	Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el biogás	98
4.4.2.2	Efectos de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el biogás	100
4.4.3	Comparación análisis de sensibilidad en el Biogás	103
4.5	Resultados del análisis de sensibilidad promedio para la analítica del agua	104
4.6	Resultados del análisis de sensibilidad promedio de los parámetros del modelo	105
5	CONCLUSIONES	110
6	ANEXOS	112
6.1	Caracterización del agua – Variación de parámetros y constantes estequiométricas	112
6.2	Sensibilidad individual y promedio las analíticas del agua con diferentes condiciones de operación	113
6.2.1	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 16 y TRC 55 113	
6.2.2	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 25 114	



6.2.3	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 55	115
6.3	Sensibilidad individual y promedio de los parámetros del modelo con diferentes condiciones de operación.....	116
6.3.1	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 16 y TRC 55	116
6.3.2	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 25	118
6.3.3	Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 55	122
7	BIBLIOGRAFÍA.....	125

Índice de Figuras

Figura 1. Diagrama de flujo de un proceso típico de depuración de aguas. MOSol = materia orgánica soluble; MOSusp = materia orgánica suspendida; MISol = materia inorgánica soluble; SISusp = materia inorgánica suspendida. Fuente: (Grady et al., 2011).	8
Figura 2. Esquema de tratamiento A2O – Eliminación conjunta de N y P.....	9
Figura 3. Reactor anaerobio de flujo ascendente.	10
Figura 4. Esquemas de reactores biológicos de membrana. AnMBR de flujo tangencial (a), AnMBR sumergido (b) y AnMBR sumergido en tanque externo (c)..	13
Figura 5. Transformaciones de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento anaerobios.....	14
Figura 6. Principales vías de competencia por sustrato entre bacterias acidogénicas (FB), bacterias acetogénicas (AB), bacterias homoacetogénicas (HAcB), arqueas metanogénicas (MA) y bacterias sulfatorreductoras (SRB).....	18
Figura 7. Gráfico de la relación entre la velocidad específica de crecimiento y la concentración de sustrato (ecuación de Monod).	28
Figura 8. Pantalla de diseño del programa DESASS – Esquema del sistema SAnMBR.....	46
Figura 9. Pantalla del programa DESASS – Dotación y temperatura.....	47
Figura 10. Pantalla del programa DESASS – Características del afluente. Factores de conversión de matriz estequiométrica.	47
Figura 11. Pantalla del programa DESASS – Constantes cinéticas para grupo de bacterias acidogénicas.	53
Figura 12. Porcentaje de los componentes en el biogás – Diferentes Temperaturas y TRC.	63
Figura 13. Sensibilidad individual del Ácido sulfhídrico en diferentes Temperaturas y TRC.	69
Figura 14. Variación de la sensibilidad del efluente debido a la temperatura.	77
Figura 15. Variación de la sensibilidad en la purga a diferentes TRC.	83
Figura 16. Variación de la sensibilidad en la purga a diferentes temperaturas.....	84
Figura 17. Efecto de TRC en el caudal de componentes del biogás a una temperatura de 22 °C.	95



Figura 18. Efecto de Temperatura en el caudal de componentes del biogás con un TRC de 40 días.	95
Figura 19. Variación del Biogás para diferentes TRC con temperatura de 22 °C.....	96
Figura 20. Variación del Biogás para diferente temperatura con TRC de 40 días....	96
Figura 21. Efectos de la temperatura en los valores de sensibilidad individual de los parámetros del modelo.	102

Índice de tablas

Tabla 1. Ventajas y desventajas de los tratamientos en medio aerobio y anaerobio para el tratamiento de aguas residuales.....	6
Tabla 2. Necesidad de tratamiento de biogás en función de su uso posterior.....	20
Tabla 3. Notación matricial para el crecimiento de las bacterias heterótrofas en medio aerobio.....	31
Tabla 4. Matriz de composición para el crecimiento de las bacterias heterótrofas en medio aerobio.....	33
Tabla 5. Procesos del modelo BNRM2 modificado.....	37
Tabla 6. Datos medios de la caracterización del agua residual afluyente a la planta SAnMBR.....	44
Tabla 7. Relación de contaminantes y factores de conversión.....	46
Tabla 8. Temperatura y TRC para los cuales se realizan las simulaciones.....	48
Tabla 9. Parámetros finales a comparar.....	48
Tabla 10. Analíticas del agua sometidas al análisis de sensibilidad.....	49
Tabla 11. Valores de parámetros y constantes estequiométricas definitivos para cada uno de los parámetros a variar.....	51
Tabla 12. Parámetros del modelo a analizar según grupos de bacterias.....	52
Tabla 13. Resultados de los componentes del efluente en estado estacionario.....	59
Tabla 14. Resultados generales en estado estacionario en los fangos producidos.....	60
Tabla 15. Condiciones finales de componentes suspendidos del modelo a la salida del biorreactor anaerobio.....	61
Tabla 16. Resultados generales en estado estacionario para biogás generado.....	62
Tabla 17. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días.....	64
Tabla 18. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 25 días.....	66
Tabla 19. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 55 días.....	67
Tabla 20. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 40 días.....	68



Tabla 21. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 40 días.	68
Tabla 22. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días.	70
Tabla 23. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 25 días.	73
Tabla 24. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 55 días.	74
Tabla 25. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 40 días.	75
Tabla 26. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 40 días.	76
Tabla 27. Comparación análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) DQO_{SOL} , b) SO_4 , c) H_2S , d) S_a y e) S_{PRO}	78
Tabla 28. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días.	80
Tabla 29. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 25 días.	82
Tabla 30. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 55 días.	82
Tabla 31. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 40 días.	83
Tabla 32. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 40 días.	84
Tabla 33. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días.	85
Tabla 34. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 25 días.	86
Tabla 35. Análisis de sensibilidad individual en la purga 22 °C y TRC de 55 días. ...	87
Tabla 36. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 40 días.	88
Tabla 37. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 40 días.	88
Tabla 38. Comparación análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) DQO_{TOT} , b) SST, c) %SSV y d) Alk.....	89
Tabla 39. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 40 días.	91
Tabla 40. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 25 días.	92
Tabla 41. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 55 días.	93



Tabla 42. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 40 días.	94
Tabla 43. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 40 días.	94
Tabla 44. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 40 días.	97
Tabla 45. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 25 días.	98
Tabla 46. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 55 días.	99
Tabla 47. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 40 días.	100
Tabla 48. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 40 días.	101
Tabla 49. Comparación análisis de sensibilidad individual en la corriente de biogás a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) Q gas, b) %CH ₄ y c) QCH ₄	103
Tabla 50. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 16 °C y TRC 40 y 55 días.....	104
Tabla 51. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 22 °C y TRC 25, 40 y 55 días.....	104
Tabla 52. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 28 °C y TRC 25, 40 y 55 días.....	105
Tabla 53. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 16 °C y TRC 40.	106
Tabla 54. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 16 °C y TRC 55.	106
Tabla 55. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 25.	106
Tabla 56. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 40.	107
Tabla 57. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 55.	107



Tabla 58. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 25.	108
Tabla 59. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 40.	108
Tabla 60. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 55.	108
Tabla 61. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 55 días.	113
Tabla 62. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 55 días.	113
Tabla 63. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 55 días.	113
Tabla 64. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 25 días.	114
Tabla 65. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 25 días.	114
Tabla 66. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 25 días.	114
Tabla 67. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 55 días.	115
Tabla 68. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 55 días.	115
Tabla 69. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 55 días.	115
Tabla 70. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 55 días.	116
Tabla 71. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 55 días.	117
Tabla 72. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 55 días.	117
Tabla 73. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 25 días.	118



Tabla 74. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 25 días.	119
Tabla 75. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 25 días.	120
Tabla 76. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 55 días	122
Tabla 77. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 55 días.	122
Tabla 78. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 55 días.	123



Abreviaciones

ACO	Arqueas metanogénicas acetotróficas.
ADM	Anaerobic digestion model.
AGV	Ácidos grasos volátiles.
ALK	Alcalinidad.
AnMBR	Biorreactor anaerobio de membranas (anaerobic membrane bioreactor).
AO	Bacterias acidogénicas.
AOO	Bacterias amonioxidantes.
ARNr	Ácido ribonucleico ribosómico.
ASDM	Activated sludge/Anaerobic digestion model.
ASM	Activated sludge model.
ASRO	Bacterias sulfatorreductoras autótrofas.
BNRM	Biological nutrient removal model.
CALAGUA	CALidad del AGUA.
CH ₄	Metano.
CIP	Tanque de almacenamiento de permeado (clean-in-place).
CO ₂	Dióxido de carbono.
CSTR	Reactor continuo de mezcla completa (continuous stirred-tank reactor).
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno.
DBO _S	DBO soluble.
DBO _{SUS}	DBO suspendida.
DBO _T	DBO total.
DESASS	DESIGN and Simulation of Activated Systems.
DQO	Demanda química de oxígeno.
DQO _S	DQO soluble.
DQO _{SUS}	DQO suspendida.
DQO _T	DQO total.
DV	Sistema de separación de gases (degasification vessel).
EAWAG	Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, siglas en alemán.
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales.
FISH	Hibridación fluorescente in situ (fluorescence in situ hybridization).
GRG	Generalized Reduced Gradient.
H ₂	Hidrógeno.
H ₂ S	Sulfuro de hidrógeno.
HMO	Arqueas metanogénicas hidrogenotróficas.
HSRO	Bacterias sulfatorreductoras heterótrofas.
IAWQ	International Association on Water Quality.
IWA	International Water Association.



MBR	Biorreactor de membranas (membrane bioreactor).
MO	Materia Orgánica
N ₂	Nitrógeno gaseoso.
NH ₃	Amoníaco.
NH ₄ ⁺	Ion amonio.
NO ₂ ⁻	Ion nitrito.
NO ₃ ⁻	Ion nitrato.
NOO	Bacterias nitritoxidantes.
O ₂	Oxígeno.
OHO	Bacterias heterótrofas.
OPC	OLE for Process Control.
PAO	Bacterias acumuladoras de polifosfato.
PHA	Polihidroxialcanoatos.
PLC	Programmable Logic Controller.
PO ₄ ³⁻	Ion fosfato.
PP	Polifosfato.
PRO	Bacterias acetogénicas.
PTM	Presión transmembrana.
Q _{CH4}	Caudal de metano.
Q _{GAS}	Caudal de biogás.
RAn	Reactor Anaerobio.
RF	Rotofiltro.
SAnMBR	Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor.
SCADA	Supervisory Control And Data Acquisition.
SO ₄ ²⁻	Ion sulfato.
SRB	Bacterias sulfatorreductoras.
SST	Sólidos suspendidos totales.
SSV	Sólidos suspendidos volátiles.
ST	Sólidos totales.
SUR	Velocidad de consumo de sulfato (sulphate uptake rate).
SV	Sólidos volátiles.
TM	Tanque de membranas.
TR	Tanque de regulación.
TRC	Tiempo de retención celular.
TRH	Tiempo de retención hidráulico.

1 INTRODUCCIÓN

La demanda de agua aumenta de forma alarmante mientras que las fuentes de agua dulce disminuyen en proporción al aumento de la población humana. El hombre no solo utiliza el agua para su consumo, sino también para llevar a cabo procesos industriales, institucionales, minería, entre otros. Una vez utilizada el agua se vierte de nuevo al medio natural; no obstante, las características propias del agua cambian y pueden producir un fuerte impacto en el medio receptor desestabilizando de esta manera el ecosistema y la biodiversidad que se encuentren en éste.

Adicionalmente, si no existe ningún tipo de tratamiento adecuado o tratamiento previo a la descarga, el agua resultante puede no ser apta para ningún uso posterior y generar grandes riesgos para la salud.

Con el fin de salvaguardar el medio natural receptor y la salud humana, se han creado y modificado normativas sobre uso y tratamiento del agua, y saneamiento básico. De igual forma, las normativas están orientadas a generar la posibilidad de reutilizar el agua dependiendo su uso previo, su posible uso posterior y el sistema de tratamiento de agua adoptado para cada caso.

1.1 Tratamiento de aguas residuales

Las características de las aguas residuales varían según su uso, se pueden clasificar en domésticas, industriales y urbanas, éstas últimas incluyen aguas domésticas, institucionales, industriales y dependiendo del tipo de alcantarillado, aguas pluviales.

Las aguas residuales urbanas tienen características inherentes que en la gran mayoría de casos están presentes sin importar el tipo de población ni su ubicación. Asimismo, presentan por lo general los mismos tipos de contaminantes, es más, existen rangos típicos ampliamente estudiados. Los contaminantes característicos que se pueden encontrar principalmente son:

- Sólidos en suspensión.

- Materia orgánica biodegradable (principalmente proteínas, carbohidratos y lípidos).
- Materia orgánica no biodegradable (hidrocarburos, productos aromáticos, tensoactivos, etc.).
- Nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo.
- Microorganismos patógenos.
- Metales pesados.

Un tratamiento de aguas residuales es un grupo de procesos secuenciales de carácter físico, químico y biológico que tiene como finalidad eliminar cierto porcentaje de contaminantes con el fin de minimizar cualquier tipo de impacto negativo en el medio receptor. Debe entenderse que el concepto de contaminación del agua es relativo y que está relacionado con el lugar de descarga, el uso inicial y el uso final que se le dará.

Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) es por defecto el mecanismo más empleado para el tratamiento de aguas en la actualidad. Existen diferentes tipos de EDAR que usan determinados esquemas de tratamientos según sean las características de los contaminantes en el agua.

La clasificación de los tratamientos puede dividirse en: operaciones unitarias físicas, (basadas en fuerzas físicas), procesos unitarios químicos (basadas en adición de productos químicos y reacciones) y procesos unitarios biológicos (basados en la utilización de microorganismos).

1.1.1 Tratamiento biológico de aguas residuales

Los contaminantes se pueden clasificar de varias maneras; por sus características físicas (solubles o disueltos), por sus características químicas (orgánicos o inorgánicos), por su respuesta ante la presencia de microorganismos (biodegradable o no biodegradable), entre otras más. Estas características no son excluyentes, se pueden sobreponer entre ellas. Por lo tanto es fundamental la adecuada caracterización del agua para conocer su constitución y proponer el sistema de tratamiento más adecuado.

El objetivo principal de un tratamiento biológico es depurar el agua mediante la degradación de contaminantes debido a las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en el crecimiento controlado de ciertos organismos.

La clasificación de las operaciones bioquímicas se pueden abordar desde tres puntos: (1) transformaciones bioquímicas, (2) medios bioquímicos y (3) configuración de biorreactores (Grady et al., 2011).

1.1.1.1 Transformaciones bioquímicas

Las transformaciones bioquímicas a su vez se pueden subdividir en tres en función de su objetivo:

- Eliminación de materia orgánica soluble: la principal aplicación de las operaciones bioquímicas en los tratamientos biológicos es la eliminación de la materia orgánica soluble. Esto ocurre porque los microorganismos usan la materia orgánica como alimento, convirtiéndose en nueva biomasa y dióxido de carbono.
- Estabilización de materia orgánica no soluble: En el agua hay una importante cantidad de materia orgánica coloidal que no es removida en la etapa de sedimentación. Cuando pasa por el proceso de eliminación de materia orgánica soluble, la MO coloidal es atrapada en la biomasa conformada, la estabilización se refiere a la conversión de esta MO en productos finales que sean resistentes a la actividad biológica. La estabilización se puede realizar aeróbica o anaeróbicamente, siendo la última, energéticamente más eficiente. Los productos finales de este tratamiento son dióxido de carbono, sólidos inorgánicos y residuos orgánicos insolubles
- Conversión de la materia inorgánica soluble: Por los efectos negativos de la eutrofización, el tratamiento biológico de aguas se ha enfocado en la eliminación de nutrientes inorgánicos, especialmente del nitrógeno y el fósforo. En estas transformaciones bioquímicas intervienen bacterias nitrificantes, desnitrificantes y microorganismos acumuladores de polifosfatos (PAO).

1.1.1.2 Configuración de biorreactores

En ciertos procesos las transformaciones bioquímicas que se llevan a cabo son muy sensibles a la configuración física del biorreactor por ello es importante conocer qué tipos de configuraciones existe. Los biorreactores se pueden dividir en dos categorías principales dependiendo de la forma en que los microorganismos crecen en ellos.

Cultivos en suspensión: En general los procesos de cultivos en suspensión son similares entre sí. Se trata de biorreactores donde los microorganismos se encuentran suspendidos en el medio líquido. El proceso más común y simple es un biorreactor de flujo continuo completamente mezclado, gracias a esta condición se puede asumir que los microorganismos están distribuidos uniformemente en el agua.

Posterior al reactor biológico se ubica una unidad de sedimentación donde gran parte del fango (incluye la biomasa) almacenado al fondo es recirculado al biorreactor.

Soporte sólido: en este caso los microorganismos están fijos en un medio sólido inerte creando una fina película. Pueden lograr objetivos similares que los cultivos en suspensión. Los microorganismos que están en la capa superficial son las que más contribuyen al consumo de sustrato, y los que están más cerca del sustento sólido están protegidos del desprendimiento.

En las configuraciones descritas se pueden ver involucrados los mismos tipos de microorganismos dependiendo del tipo de proceso.

1.1.1.3 Medios bioquímicos

El crecimiento de determinados tipos de microorganismos depende del medio en el que se encuentren. El aceptor de electrones es la característica más importante, define el medio donde crecen los microorganismos. Los tres principales aceptores de electrones son el oxígeno, compuestos inorgánicos y compuestos orgánicos. De

acuerdo con esta característica, en los sistemas de tratamiento de aguas residuales se distinguen tres medios bioquímicos:

Tratamiento aerobio: se considera un tratamiento aerobio cuando existe una concentración de oxígeno en el medio, siendo el oxígeno el principal aceptor de electrones.

Tratamiento anóxico: se considera un medio anóxico cuando en el agua no existe oxígeno disuelto, pero existe una determinada concentración de nitratos y/o nitritos, los cuales serán los aceptores de electrones.

Tratamiento anaerobio: se considera un tratamiento anaerobio cuando en el agua no existe presencia de oxígeno, nitratos y/o nitritos. En la mayoría de los casos son operados para convertir la materia orgánica biodegradable (soluble y suspendida) en metano y CO₂. Las principales aplicaciones de las tecnologías anaerobias son el tratamiento de aguas residuales urbanas, la digestión de fangos y el tratamiento de aguas residuales industriales con elevada carga orgánica.

1.1.1.4 Comparación de tratamiento en medio aerobio y medio anaerobio

Para la degradación de materia orgánica se pueden usar tratamientos con biorreactores en medio aerobio y anaerobio; sin embargo, dependiendo de las características del agua, las condiciones del ambiente y de las exigencias del agua se debe estudiar la viabilidad en la selección de uno o el otro. En la Tabla 1 se presentan las principales ventajas y desventajas.

Tabla 1. Ventajas y desventajas de los tratamientos en medio aerobio y anaerobio para el tratamiento de aguas residuales.

	Medio aerobio	Medio anaerobio
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> - Funcionan correctamente a temperatura ambiente. - Mediante la alternancia de zonas aerobias con zonas anóxicas y/o anaerobias, además de la eliminación de materia orgánica, se consigue eliminar nitrógeno y/o fósforo de las aguas residuales. 	<ul style="list-style-type: none"> - No requieren aporte de oxígeno, que representa entre el 50% y el 60% del consumo energético total de la EDAR (Metcalf & Eddy, Inc., 2003; Hernández-Sancho et al., 2011).

	Medio aerobio	Medio anaerobio
	<ul style="list-style-type: none">- La velocidad de crecimiento de la biomasa es elevada, con lo cual se consigue alta eficiencia de depuración con bajos tiempos de retención hidráulico (TRH).- Bajo condiciones adecuadas de funcionamiento, los fangos aerobios poseen buenas propiedades de sedimentación, lo cual es indispensable en sistemas que incluyen unidades de decantación del fango.	<ul style="list-style-type: none">- La producción de fangos es baja y se puede conseguir un estado de estabilización suficiente para prescindir de un tratamiento posterior.- Admiten cargas orgánicas elevadas.- Se genera una corriente de biogás que puede ser empleado como combustible en la EDAR para producir energía calorífica y eléctrica.- Tienen una alta capacidad de eliminación de compuestos lentamente biodegradables.- Presentan la posibilidad de potenciar la producción de productos intermedios, como el hidrógeno (Aceves-Lara et al., 2010).
	<ul style="list-style-type: none">- Los costes energéticos asociados a los sistemas de aireación son elevados.	<ul style="list-style-type: none">- Para la eliminación de nutrientes es necesario acoplar unidades de postratamiento.- Las temperaturas óptimas de operación se encuentran alrededor de 35 y 55 °C (organismos mesofílicos y termofílicos, respectivamente).
Desventajas	<ul style="list-style-type: none">- La producción de fangos es alta.- Las emisiones a la atmósfera de gases de efecto invernadero son importantes.	<ul style="list-style-type: none">- Los fangos no sedimentan con facilidad.- La velocidad de crecimiento de los microorganismos es baja por lo que se suelen operar a elevados tiempos de retención celular (TRC). Puesta en marcha más lenta- Tamaño del biorreactor mucho mayor.

1.2 Estaciones depuradoras de aguas residuales tradicionales

El método tradicional de fangos activados es ampliamente utilizado en el mundo para el tratamiento de aguas residuales urbanas. En el proceso de fangos activados la eliminación de los contaminantes se lleva a cabo en un cultivo de suspensión de biomasa bacteriana.

En la Figura 1 se muestra la configuración básica de un tratamiento de aguas residuales urbanas convencional, el cual consta de un pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y un posible tratamiento terciario. Adicionalmente, un tratamiento para la disposición de los fangos.

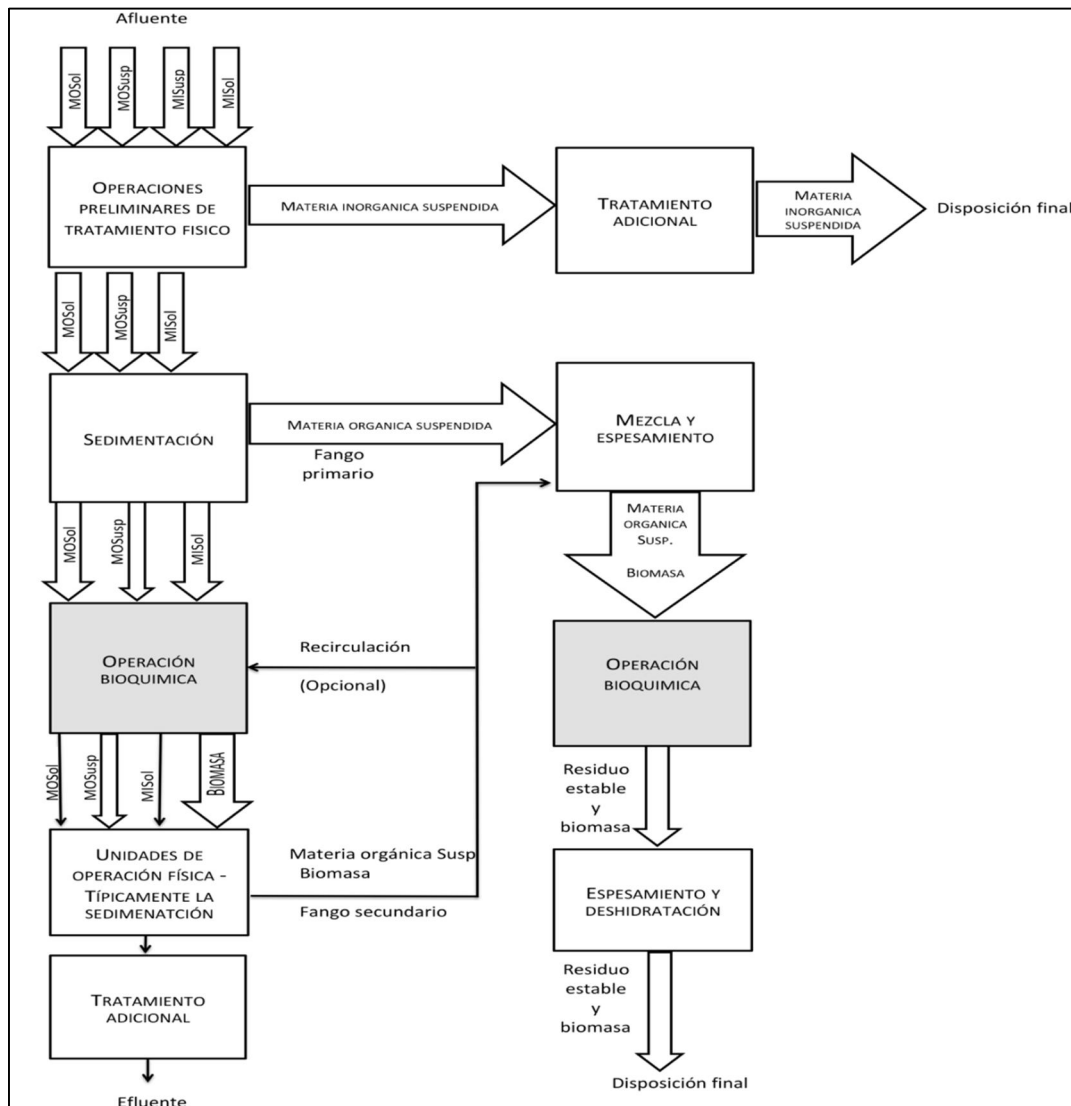


Figura 1. Diagrama de flujo de un proceso típico de depuración de aguas. MOSol = materia orgánica soluble; MOSusp = materia orgánica suspendida; MISol = materia inorgánica soluble; SISusp = materia inorgánica suspendida. Fuente: (Grady et al., 2011).

Dependiendo de las necesidades y de las aplicaciones específicas, el proceso de fangos activados se puede dirigir a la eliminación de nitrógeno y fósforo, además de materia orgánica. En la Figura 2 se muestra un esquema tradicional para la eliminación biológica de nutrientes.

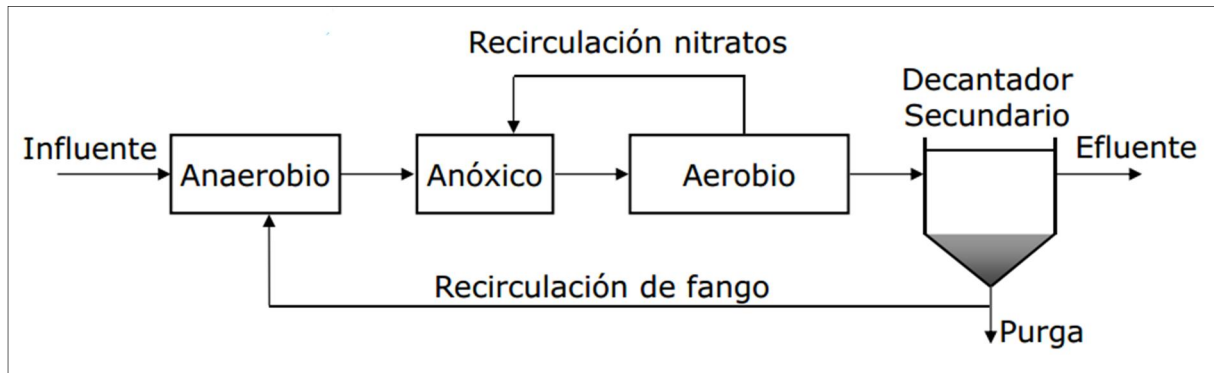


Figura 2. Esquema de tratamiento A2O – Eliminación conjunta de N y P.

1.3 Nuevas tecnologías

Es necesario ahondar en nuevas tecnologías que abarquen los puntos clave en el tratamiento de aguas, además de mejorar aspectos del tratamiento tradicional. Tecnologías que no estén afectadas por limitación de espacio, tecnologías sostenibles que reduzcan gastos energéticos y que cumplan con los niveles de eliminación requeridos. Con el fin de dejar a un lado los tratamientos aerobios, sujetos a costos de aireación, se presentan algunas tecnologías de tratamiento anaerobio de alta carga.

1.3.1 Reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB, upflow anaerobic sludge blanket)

Por la configuración de los reactores anaerobios de flujo ascendente que consta de una capa de biomasa granular en un lecho fijo y una salida de gas abocinada, la degradación de MO, la separación de gas, líquido y sólidos se lleva de forma integral en el biorreactor (Figura 3). Para su funcionamiento se hace circular el agua desde el fondo de forma ascendente a través la sección de biomasa particulada fija que funciona como filtro, y gracias a la baja velocidad también se lleva a cabo degradación de materia orgánica. A medida que avanza el tratamiento se va

colmatando el lecho y éste crece de tamaño. Cuando las bacterias mueren se retira los excesos de fangos.

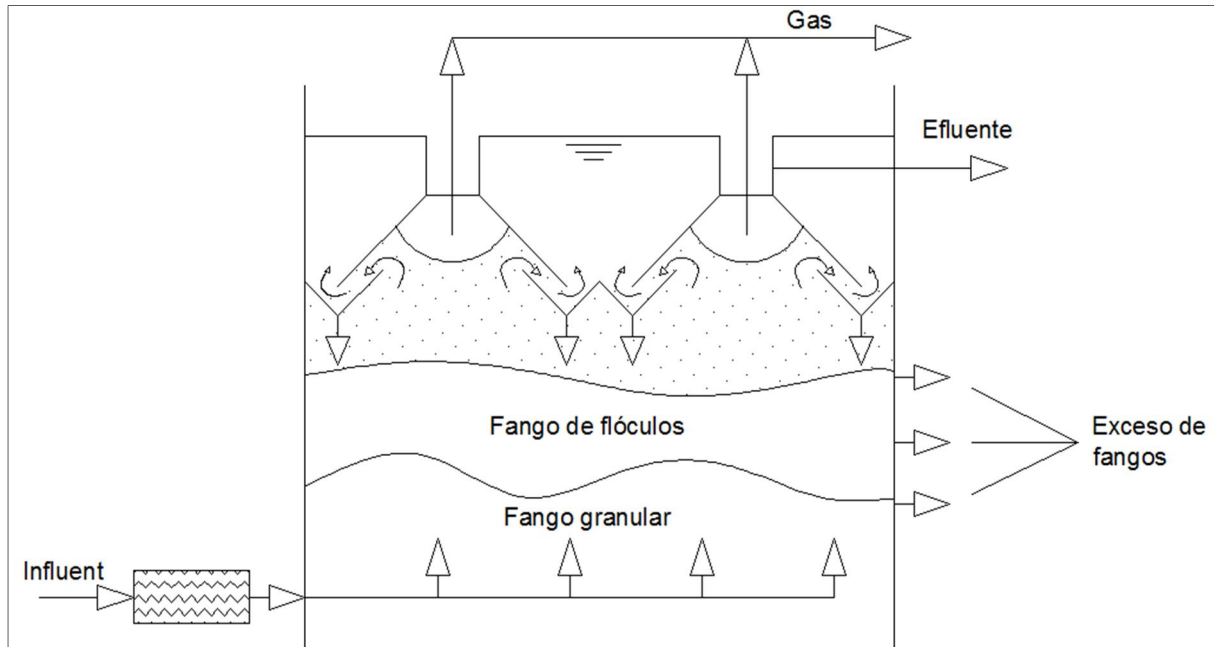


Figura 3. Reactor anaerobio de flujo ascendente.

El agua circula de manera ascendente y sale por un vertedero en la parte superior, normalmente a un tratamiento posterior. Las burbujas de gas por su parte también salen por la parte superior pero una sección acampanada que permite la extracción de gas en la parte superior y que los sólidos suspendidos descendan y se una de nuevo a la biomasa de la parte inferior.

1.3.2 Filtros anaerobios

Este tipo de reactor de soporte fijo, consiste en un tanque cuyo interior está ocupado por un material inerte sobre el cual se forma una película de biomasa anaerobia. En aquellas situaciones en las cuales se produce un crecimiento en exceso de la biomasa, o en el momento en el cual muere, la película se desprende del soporte sólido y se elimina del sistema como fangos en exceso. La aplicación de este sistema es adecuada para el tratamiento de corrientes con poca cantidad de sólidos en suspensión, ya que presentan las mismas problemáticas que el resto de reactores de lecho fijo: creación de caminos preferenciales, obstrucción y colmatación a causa de los sólidos, etc.

1.3.3 Biorreactores anaerobios de membranas

Los digestores anaerobios convencionales son de paso simple por el reactor, es decir sin recirculación, por lo tanto el TRC es igual al TRH. Esto limita la tasa de carga orgánica y la concentración activa de biomasa. (Pillay, 1994). Una manera de evitar este problema es con la inclusión de una membrana independizando el control hidráulico de la retención de sólidos. Las aplicaciones de biorreactores se han concentrado en vertidos de destilería de vinos, de aceite de palma y de alta carga orgánica, además de aguas domésticas. (Stephenson, 2000).

Los biorreactores anaerobios de membranas combinan los procesos anaerobios de degradación de materia orgánica con un sistema físico de separación por membranas. El objetivo principal de esta combinación es minimizar el volumen de reacción necesario. El proceso de separación física por membranas se destaca por tener una elevada capacidad de retención de sólidos y como resultado el efluente obtenido se caracteriza por una concentración despreciable de sólidos, y en algunos casos exento de bacterias y de patógenos, en función del tamaño de poro de la membrana empleada.

Gran parte de los microorganismos quedan confinados dentro del sistema, proporcionando un control perfecto de su tiempo de permanencia en el reactor y una alta calidad en el efluente obtenido. Además, esta elevada retención de sólidos permite crecimientos de diversas especies de microorganismos no comunes, ya que a pesar de que no formen flóculos, no son lavados con el efluente como ocurre en las tecnologías basadas en la separación por gravedad. Este hecho aumenta las posibilidades de aplicación de esta tecnología para una gran diversidad de aguas residuales, incluso con contaminantes persistentes o difíciles de degradar.

En comparación con otras tecnologías de tratamiento biológicos, los AnMBR ofrecen las siguientes ventajas:

- Efluente de alta calidad, prácticamente libre de sólidos suspendidos.
- Capacidad de desinfectar parcialmente, sin la necesidad de productos químicos.

- Control independiente del TRH y TRC, ya que hace posible un incremento del TRC sin necesidad de aumentar el volumen de reacción.
- Se minimiza considerablemente la extensión de terreno necesaria para la EDAR.
- Se intensifica el proceso de eliminación de materia orgánica gracias a la retención de gran parte de los microorganismos presentes en el licor mezcla. Esta característica permite una mayor diversidad microbiológica, gracias a la retención de aquellas especies que presentan un crecimiento más lento o que no forman flóculos.
- Tratamiento de fracciones orgánicas recalcitrantes y una mejor estabilidad de algunos procesos.

Los biorreactores de membranas se pueden clasificar en función de la disposición de las membranas en MBR de flujo tangencial y MBR sumergidos. Los MBR de flujo tangencial consisten en reactores conectados con un sistema externo de membranas de flujo tangencial (Figura 4a). La separación por flujo tangencial va asociada a elevadas velocidades de flujo a través de las membranas, cuyo objetivo es reducir la acumulación de sólidos sobre la superficie de la membrana. Estas velocidades de flujo se consiguen con elevados caudales de circulación sobre la superficie de las membranas, lo cual conlleva un gran consumo energético.

Los MBR sumergidos (Figura 4 b y c) consisten en tanques donde las membranas se encuentran inmersas en el licor mezcla y donde la cabeza hidrostática del líquido y/o una bomba, proveen la fuerza impulsora necesaria para hacer pasar el permeado a través de la membrana. Esta disposición de MBR opera a presiones transmembrana (PTM) muy inferiores a las establecidas para los sistemas de flujo tangencial, minimizando así los consumos energéticos derivados del proceso de filtración. Los MBR sumergidos se pueden encontrar en dos configuraciones, en el interior del propio reactor (Figura 4 b) o en una unidad independiente (Figura 4 c).

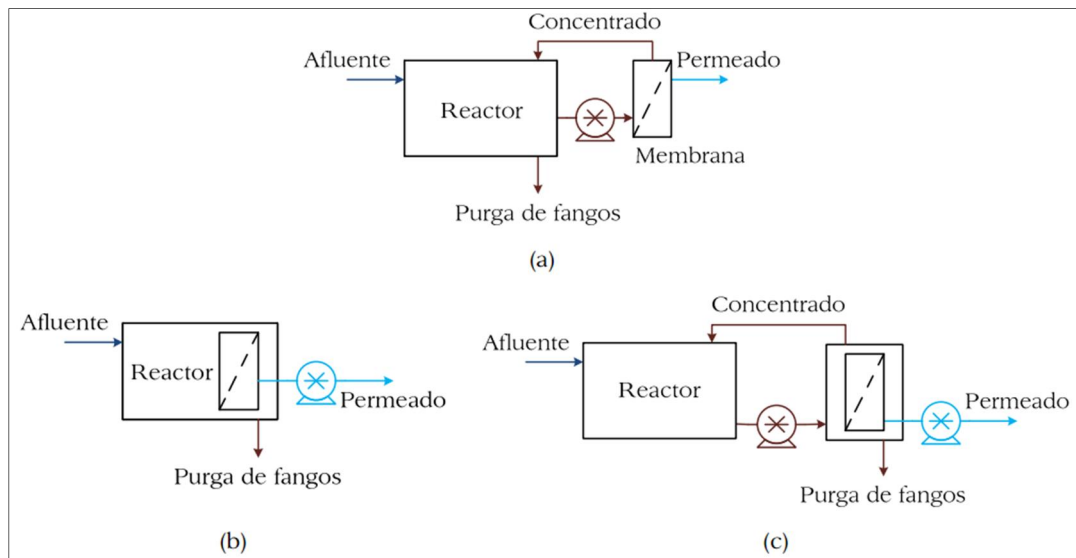


Figura 4. Esquemas de reactores biológicos de membrana. AnMBR de flujo tangencial (a), AnMBR sumergido (b) y AnMBR sumergido en tanque externo (c).

Los indicadores fundamentales de eficiencia del proceso de separación física para cualquier tipo de membrana son la PTM y el flujo de permeado o flujo transmembrana que esta proporciona. Ambos parámetros están claramente condicionados por factores operacionales, tales como la concentración de sólidos del licor mezcla, las relaciones de tiempos establecidos para las diferentes etapas de funcionamiento de las membranas, la frecuencia de etapas de limpieza aplicadas sobre las membranas, el caudal de gas insuflado al tanque de membranas para minimizar el fouling sobre la superficie de las membranas, etc.

1.4 Microbiología involucrada en los procesos de tratamiento anaerobio

La degradación de materia orgánica en medio anaerobio puede describirse en múltiples procesos de reacciones secuenciales y en paralelo. Estos procesos son llevados a cabo únicamente por bacterias anaerobias que trabajan conjuntamente en forma simbiótica. Si hubiese presencia de oxígeno provocaría su desaparición.

La Figura 5 muestra paso a paso como la materia orgánica de gran tamaño y compleja es transformada en compuestos mucho más simples y de menor tamaño. Al final del proceso se tiene como resultado la transformación biológica de materia orgánica en gas metano y dióxido de carbono.

Adicionalmente, en presencia de sulfato es posible que se lleve a cabo el proceso de sulfurogénesis. La descripción de los posibles procesos que tienen cabida en medio anaerobio se presentan a continuación:

Hidrólisis: La primera etapa del proceso (reacción 1, Figura 5) consiste en la transformación de la materia orgánica suspendida en compuestos solubles que puedan ser asimilados y utilizados por los microorganismos. Además, las moléculas orgánicas solubles de gran tamaño y peso molecular deben ser transformadas en otras más simples para facilitar su transporte a través de la membrana celular.

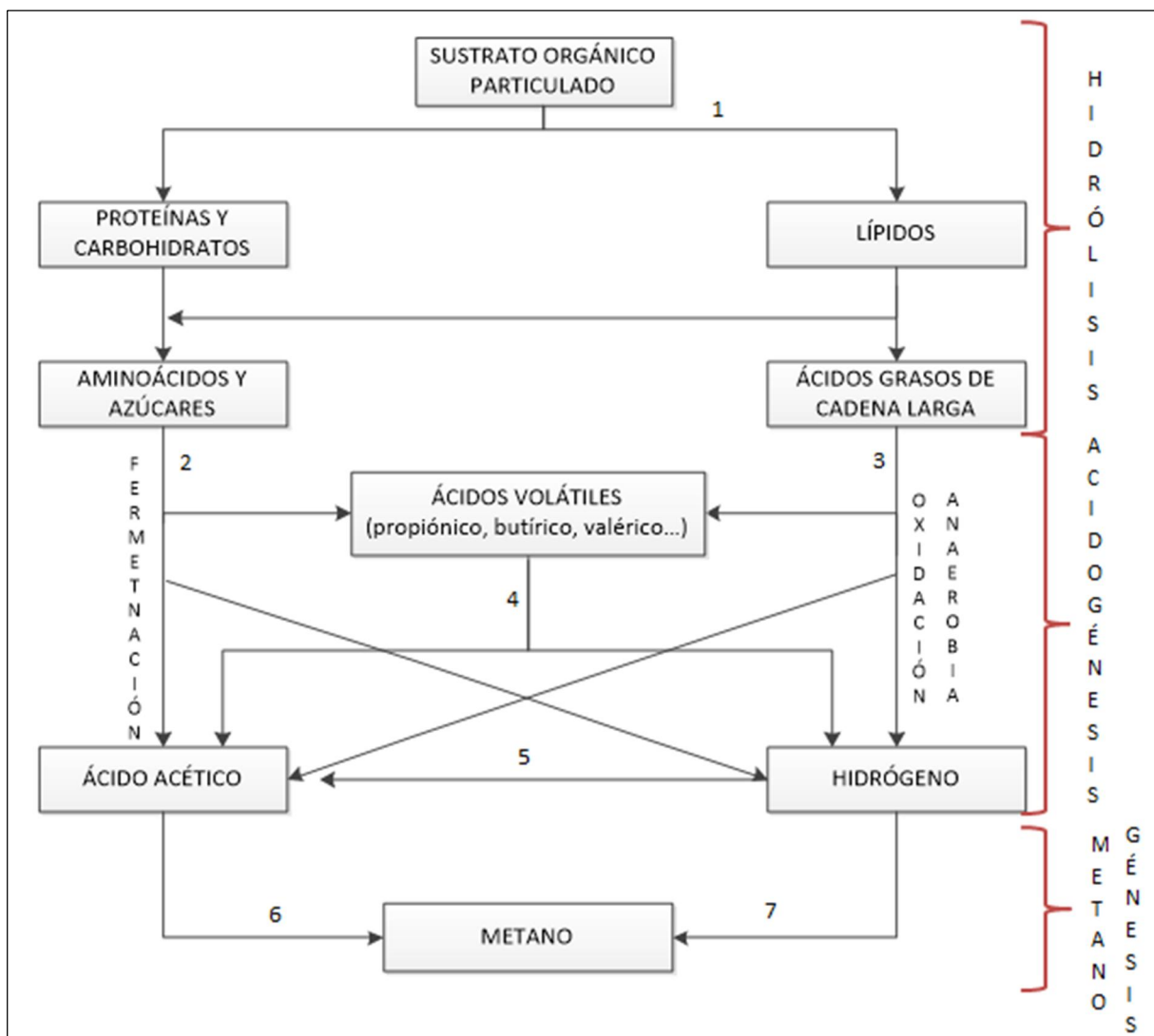


Figura 5. Transformaciones de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento anaerobios.
Fuente: Adaptado de: Grady et al., 2011.

La materia orgánica particulada es desintegrada en macromoléculas (carbohidratos, proteínas y lípidos) que posteriormente son hidrolizadas hasta compuestos más

simples (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga). Estas transformaciones son reacciones hidrolíticas catalizadas por enzimas extracelulares sintetizadas por los microorganismos presentes en el medio, específicamente por parte de las bacterias acidogénicas o fermentativas.

La velocidad de hidrólisis es función del pH, la temperatura, el tipo y naturaleza del sustrato, el tamaño de las partículas y la fracción de material biodegradable (Elefsiniotis et al., 1996). Esta velocidad es muy importante en el proceso global, debido a que la hidrólisis se considera la etapa limitante del proceso de degradación anaerobia de la materia orgánica (Eastman & Ferguson, 1981; Pavlostathis & Giraldo Gómez, 1991; Teichgräber, 2000; Mahmoud et al., 2004).

Acidogénesis: En la etapa de acidogénesis (reacción 2, Figura 5) los aminoácidos y azúcares producidos en la etapa de hidrólisis son degradados para dar lugar a un amplio grupo de productos más simples, principalmente ácidos grasos volátiles de cadena corta (propiónico, butírico, valérico, etc.) y los precursores directos del metano, ácido acético e hidrógeno (H_2). La producción de hidrógeno en este proceso es pequeña y se produce mediante reacciones de deshidrogenación.

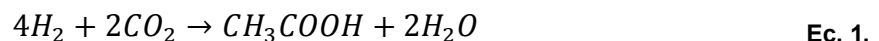
En las reacciones que tienen lugar en la etapa de acidogénesis los compuestos orgánicos actúan tanto de dadores como de aceptores de electrones, siendo el resultado de las reacciones una mezcla de compuestos oxidados y reducidos. En consecuencia, la DQO del sistema en su conjunto no cambia significativamente porque la mayor parte de los electrones presentes en la materia orgánica original continúan en otros compuestos orgánicos. Únicamente la desabsorción del hidrógeno formado disminuye la DQO del sistema.

Acetogénesis: En la etapa de acetogénesis se distinguen dos tipos de procesos, la oxidación anaerobia y la homoacetogénesis.

La oxidación anaerobia (reacciones 3 y 4, Figura 5) es el proceso por medio del cual se degradan los ácidos grasos volátiles (AGV), tanto de cadena larga como de cadena corta, para formar ácido acético e hidrógeno. El hidrógeno se produce por reducción de los iones hidrógeno (H^+) que actúan como aceptores de electrones, de ahí el nombre de esta reacción. La producción de hidrógeno mediante esta vía es

muy importante para el correcto funcionamiento del proceso global por dos motivos: el hidrógeno es uno de los precursores a partir de los cuales se forma metano y el consumo de hidrógeno permite que el otro precursor del metano, el acético, sea el producto mayoritario de la etapa de acidogénesis. Debido a su termodinámica, las reacciones de oxidación anaerobia de ácidos grasos están inhibidas por altas presiones de hidrógeno.

La transformación de hidrógeno en acético recibe el nombre de homoacetogénesis (reacción 5, Figura 5), siendo la principal característica de las bacterias que lo llevan a cabo su habilidad para reducir el dióxido de carbono con hidrógeno molecular, obteniendo acético como producto final (Schink, 1995). La importancia de esta reacción (Ec. 1.) en el proceso global es mínima porque las bacterias homoacetogénicas necesitan para su desarrollo una concentración de hidrógeno bastante superior a las bacterias sulfatorreductoras y a las arqueas metanogénicas. En consecuencia, se consideran especies no dominantes y no son tenidas en cuenta en la mayoría de los modelos propuestos para representar los procesos anaerobios (Costello et al., 1991; Siegrist et al., 1993; Münch et al., 1999; Batstone et al., 2002; Siegrist et al., 2002).



Metanogénesis: La etapa de metanogénesis comprende la formación de metano a partir de ácido acético e hidrógeno (reacciones 6 y 7, Figura 5). El proceso de metanogénesis es llevado a cabo por dos grupos de microorganismos:

- Arqueas metanogénicas acetotróficas: Producen metano y dióxido de carbono a partir de ácido acético (Ec. 2).



- Arqueas metanogénicas hidrogenotróficas: Producen metano utilizando el hidrógeno como dador de electrones para reducir el dióxido de carbono (Ec. 3)



El papel del hidrógeno es clave para el correcto funcionamiento del proceso. Las reacciones de oxidación anaerobia de los ácidos grasos volátiles y los ácidos grasos de cadena larga son desfavorables en condiciones estándar con variaciones de energía libre positivas. Sin embargo, bajo condiciones en las que la presión parcial de hidrógeno es 10^{-4} atm o inferior, las reacciones son favorables termodinámicamente y pueden tener lugar. Este hecho implica que las bacterias que producen hidrógeno a través de las reacciones de oxidación anaerobia están obligatoriamente ligadas a las arqueas metanogénicas que lo consumen. Únicamente cuando las arqueas metanogénicas mantienen la concentración de hidrógeno suficientemente baja, las bacterias que lo producen pueden crecer.

Asimismo, el crecimiento de las arqueas metanogénicas que consumen hidrógeno está obligatoriamente ligado al crecimiento de las bacterias productoras de hidrógeno porque son éstas las que les proporcionan el sustrato necesario para su crecimiento. Esta relación entre los dos grupos de bacterias se denomina de obligada sinergia.

Sulfurogénesis: Existe un grupo heterogéneo de microorganismos que en condiciones anaerobias y en presencia de sulfato, son capaces de competir por los sustratos con los microorganismos descritos anteriormente. A dicho grupo de organismos pertenecientes principalmente al dominio Bacteria (aunque existen algunos microorganismos del dominio Arquea), se les denomina bacterias sulfatorreductoras (SRB, del inglés sulphate-reducing bacteria). Estas bacterias utilizan el sulfato como aceptor de electrones, reduciéndolo a sulfuro. Las SRB constituyen un grupo diverso de organismos procariotas que contribuyen a una variedad de funciones esenciales en muchos ambientes anaeróbicos. Además de su evidente importancia para el ciclo del azufre, son reguladores importantes de una variedad de procesos esenciales como la descomposición de la materia orgánica, la biodegradación de contaminantes aromáticos clorados, la metilación del mercurio y la remediación ambiental en diversos ambientes.

Las SRB se pueden clasificar en dos grandes grupos: heterótrofas y autótrofas, en función de si utilizan como fuente de carbono compuestos orgánicos o compuestos inorgánicos (Hao, 2003). Los sustratos a partir de los cuales las bacterias obtienen

directamente energía van desde el hidrógeno hasta compuestos aromáticos (Widdel, 1988).

En las bacterias sulfatorreductoras la competencia por sustrato se da en cuatro niveles: entre SRB y bacterias acidogénicas por azúcares y aminoácidos; entre SRB y bacterias acetogénicas por sustratos sintróficos, como AGV y etanol; entre SRB y arqueas metanogénicas por acetato e hidrógeno; y entre SRB y bacterias homoacetogénicas por hidrógeno. En la Figura 6 se muestran las principales vías de competencia por los sustratos entre bacterias acidogénicas (FB), bacterias acetogénicas (AB), bacterias homoacetogénicas (HAcB), arqueas metanogénicas (MA) y bacterias sulfatorreductoras (SRB). En la competencia del primer nivel (entre SRB y FB), las bacterias acidogénicas superan a las sulfatorreductoras, debido a que tienen una mayor velocidad de crecimiento (Widdel, 1988), mientras que en el resto existe una gran competencia por el sustrato cuando hay sulfato en el medio.

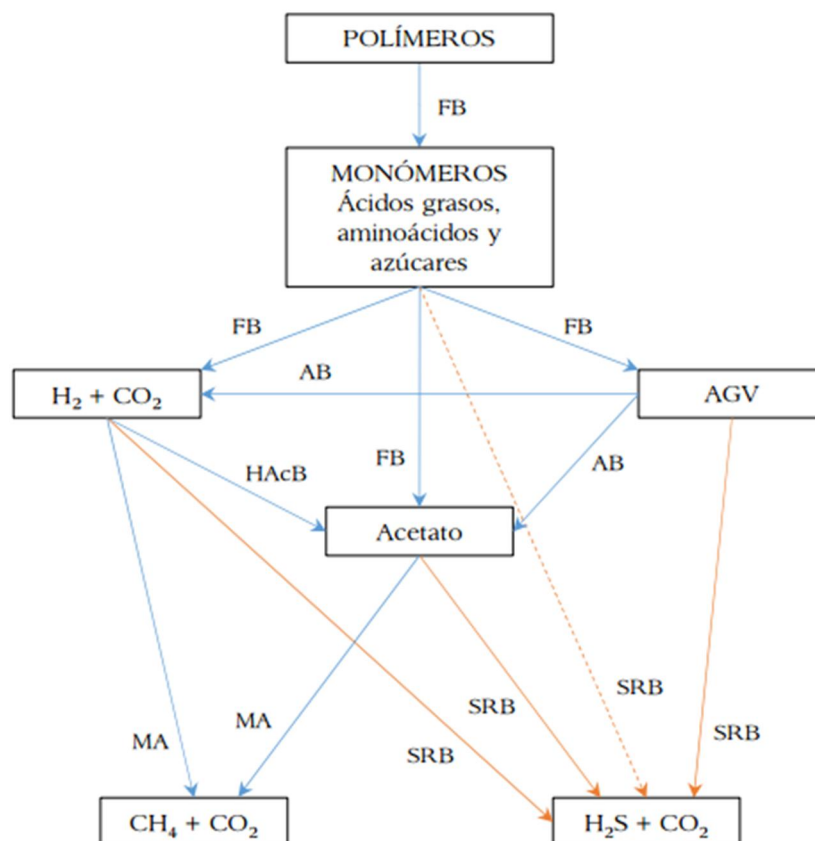


Figura 6. Principales vías de competencia por sustrato entre bacterias acidogénicas (FB), bacterias acetogénicas (AB), bacterias homoacetogénicas (HAcB), arqueas metanogénicas (MA) y bacterias sulfatorreductoras (SRB).

Fuente: adaptado de: Kalyuzhnyi et al., 1998.

El proceso de sulfurogénesis tiene especial importancia en la depuración de aguas residuales debido a la formación de sulfuro. El sulfuro en fase acuosa puede encontrarse como H_2S , HS^- y S^{2-} en función del pH. A valores bajos de pH este compuesto se encuentra principalmente en la forma H_2S , un gas muy soluble en agua (denominado ácido sulfhídrico en disolución acuosa) que presenta los siguientes problemas:

- Genera problemas de olores y toxicidad. El umbral de detección del H_2S es extremadamente bajo: 0.00047 ppm (Leonardos et al., 1969). Se pueden presentar efectos fisiológicos adversos en seres humanos a concentraciones superiores a 10 ppm y riesgo de muerte a valores mayores de 300 ppm (Hao, 2003).
- Provoca corrosión como consecuencia de la formación de ácido sulfúrico mediante oxidación química o por la acción de las bacterias oxidadoras de sulfuro (SOB, del inglés *sulphide-oxidizing bacteria*). También se produce corrosión por la propia acción del sulfuro sobre el hierro, denominada despolarización del hierro.
- Produce inhibición de los microorganismos presentes en los sistemas de tratamiento, incluyendo a las propias bacterias sulfatorreductoras. Los valores de concentración media de inhibición (IC_{50}) para microorganismos metanogénicos varía entre 30 y 250 $\text{mg S-H}_2\text{S}\cdot\text{L}^{-1}$ (Cirne et al., 2008; Fdz-Polanco et al., 2009b).
- La presencia de H_2S reduce la cantidad y la calidad del biogás y hace necesario su tratamiento en función del uso que se le vaya a dar (Tabla 2).
- Contribuye a aumentar la demanda de oxígeno en los medios receptores afectando la vida acuática.
- Favorece la acumulación de compuestos inertes en el fango, por ejemplo sulfuros metálicos.

Tabla 2. Necesidad de tratamiento de biogás en función de su uso posterior.

Aplicación	Compuesto a eliminar		
	H ₂ O	CO ₂	H ₂ S
Producción de electricidad	1 - 2	0 - 1	1 - 2
Producción de calor	1	0	0 - 2
Cogeneración	1 - 2	0 - 2	1 - 2
Combustible tipo fuel	2	2	2
Inyección en red	2	2	2

0; sin eliminación, 1: eliminación parcial, 2: eliminación total.

Fuente: Fdz-Polanco et al., 2009b.

Con el fin de minimizar los problemas asociados al sulfuro las estrategias de control pueden ser aplicadas a tres niveles diferentes: en la fuente (control en la fuente de origen), al final del tratamiento (tratamiento al final del tubo) y durante el proceso (Cirne et al., 2008). El control en la fuente es una estrategia no realista ya que la presencia de azufre en el agua residual no se puede prevenir. El tratamiento al final del tubo (v.g. eliminación de H₂S del biogás), se basa en la aplicación de diferentes técnicas físico-químicas y biológicas que implican una unidad adicional de tratamiento. Finalmente, los tratamientos durante el proceso son una alternativa que permite realizar la eliminación de H₂S en la misma unidad de tratamiento (Fdz-Polanco et al., 2009b).

1.4.1 Factores que afectan a la operación del tratamiento anaerobio

Para generar el escenario adecuado para el crecimiento de biomasa deseada se debe tener conocimiento acerca de las diferentes condiciones que afectan directa o indirectamente a la reproducción bacteriana.

A continuación se presentan algunos parámetros que afectan sustancialmente al desarrollo de las distintas especies.

Tiempo de retención celular: El tiempo de retención celular o tiempo de retención de sólidos se define como el tiempo medio de permanencia de los sólidos en el sistema. Este parámetro operacional tiene gran influencia sobre el desarrollo de unas u otras poblaciones de microorganismos, de forma que debe ser suficiente para asegurar el crecimiento de los distintos tipos de organismos que constituyen la biomasa.

Un elevado TRC es indispensable para el crecimiento de la biomasa anaerobia debido a que presenta menores velocidades de crecimiento, en comparación con la biomasa aerobia. En un sistema anaerobio, el TRC viene condicionado por el grado de reducción del porcentaje de sólidos suspendidos volátiles que se desee alcanzar.

Para el caso del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas, los valores de los TRC encontrados en la bibliografía difieren de los valores habituales para la digestión de fangos. Las menores cargas orgánicas de entrada, y el objetivo de eliminar las unidades de estabilización de fangos, incrementan notablemente los TRC utilizados. Por ello, en el tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas, es habitual encontrar valores de TRC en torno a los 60 días o incluso superiores (Jeison, 2007).

Temperatura: La temperatura afecta en general, a todas las velocidades de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales. Los procesos anaerobios en particular, presentan una gran sensibilidad a las variaciones de dicho parámetro. Las velocidades de crecimiento de la biomasa anaerobia se ven modificadas drásticamente ante variaciones en la temperatura, pudiéndose llegar incluso a detener los procesos. Además, aunque en menor medida, la temperatura también influye en las características físico-químicas del medio tales como la solubilidad de gases y sales y en los equilibrios químicos ácido-base que existen en el sistema.

El efecto de la temperatura sobre los parámetros cinéticos de un proceso biológico se puede expresar por una ecuación de la forma:

$$K_T = K_{20} \cdot \eta^{T-20} \quad \text{Ec. 4}$$

Donde:

K_T y K_{20} : valor del parámetro a las temperaturas T y 20 °C respectivamente.

η : coeficiente que depende del procesos.

T: temperatura en °C.

Una adecuada agitación permite obtener una temperatura homogénea en todo el fango, evitando la estratificación térmica. De hecho, variaciones localizadas de

temperatura de pocos grados pueden afectar a la actividad de los microorganismos, por lo que deben evitarse.

Se distinguen tres intervalos de temperatura en los que pueden desarrollarse de forma eficiente los microorganismos anaerobios y para cada uno de ellos se desarrolla una comunidad de microorganismos con características diferentes. Los intervalos de temperatura son:

- Psicrófilico: en este intervalo la biomasa anaerobia se desarrolla a temperaturas inferiores a los 25 °C, el óptimo está situado sobre los 15 °C. Presentan una tasa de crecimiento baja.
- Mesofílico: es el intervalo de funcionamiento más común en la depuración de aguas. En este intervalo la biomasa anaerobia se desarrolla a temperaturas entre 25 y 45 °C, presentan su óptimo de crecimiento sobre los 38 °C.
- Termofílico: en este intervalo la biomasa anaerobia se desarrolla a temperaturas comprendidas entre 45 y 65 °C, presentado su óptimo en torno a los 60 °C. Presentan una tasa de crecimiento alta.

Diversos investigadores han estudiado las ventajas y limitaciones que plantean los procesos anaerobios en cada uno de estos intervalos de operación. El intervalo psicrófilico se plantea como poco viable debido al elevado tiempo de retención necesario y como consecuencia, al elevado volumen de reacción requerido. Por otra parte, los procesos anaerobios en el intervalo mesofílico son mucho más extendidos frente a los procesos termofílicos, debido a los menores requisitos energéticos y a la mayor estabilidad operacional. Finalmente, en el intervalo termofílico se consigue un mayor rendimiento en la degradación de la materia orgánica, especialmente en las fases de hidrólisis y metanogénesis y, como consecuencia, se obtienen mayores tasas de producción de biogás (Zabranska et al., 2000; Gavala et al., 2003). Además, se reduce el tiempo de retención y, por tanto, el volumen del reactor. Sin embargo, los procesos termofílicos presentan como desventaja algunos problemas de estabilidad del proceso, mayor riesgo de acumulación de AGV y elevada sensibilidad a las variaciones de temperatura.

pH: La biomasa anaerobia presenta una fuerte sensibilidad ante variaciones de pH, encontrándose un nivel de actividad óptimo en torno a la neutralidad. El descenso



del pH en un sistema anaerobio es uno de los problemas más comunes y se origina normalmente en sistemas con poca alcalinidad por desequilibrios entre la producción y el consumo de AGV, con la consecuente acumulación de éstos en el reactor. Si el pH desciende significativamente las arqueas metanogénicas acetotróficas y las bacterias sulfatorreductoras heterótrofas comienzan a disminuir su actividad, aumentando la concentración de ácidos. El resultado final es una disminución del pH y un cese total de la actividad microbiana, proceso que se conoce como acidificación del reactor (Soto et al., 1993). Para evitar este problema, debe existir una sinergia entre los microorganismos productores y los consumidores de especies acidificantes, fundamentalmente ácidos grasos.

El pH juega un papel fundamental en el crecimiento de la biomasa anaerobia. Para valores de pH comprendidos entre 7 y 7.5 las poblaciones de arqueas metanogénicas y bacterias sulfatorreductoras muestran velocidades de crecimientos similares. Por encima de este rango, las arqueas metanogénicas presentan condiciones de crecimiento más favorables que las SRB, mientras que por debajo de este, son las SRB quienes están favorecidas (O'Flaherty et al., 1998).

La estabilidad de los procesos anaerobios depende de la capacidad tampón del licor mezcla, la cual viene condicionada por su alcalinidad. Valores en la relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad inferiores a 0.25 permiten mantener una adecuada capacidad tampón en el sistema. Valores de esta relación por encima de 0.3 indican que existen problemas y deben tomarse acciones correctoras, mientras que valores por encima de 0.8 indican una inhibición de la población metanogénica y la acidificación del sistema (Ferrer & Seco, 2007).

El pH afecta también a los diferentes equilibrios químicos presentes en el sistema, por lo que influye directamente en la formación o disolución de precipitados. Por tanto, es una variable muy importante a tener en cuenta para minimizar la precipitación en los reactores anaerobios.

Nutrientes: Como en todo sistema biológico, la presencia de nutrientes es esencial en los procesos anaerobios. Sin embargo, debido al bajo rendimiento de crecimiento que caracteriza a los microorganismos anaerobios, los requisitos nutricionales son también bajos. De acuerdo con Martí (2007) relaciones Carbono/Nitrógeno de 15-

30/1 y Carbono/Fosforo de 75-113/1 proporcionan un correcto crecimiento de los microorganismos. Además, existen elementos minerales tales como azufre, potasio, sodio, calcio, hierro y magnesio, necesarios para el desarrollo bacteriano.

En los sistemas anaerobios de tratamiento de aguas residuales urbanas normalmente no existen problemas de nutrientes, ya que suelen estar presentes.

Tóxicos e inhibidores: Los sistemas anaerobios son sensibles a la acción inhibitoria debida a la presencia de determinados compuestos. Estos compuestos pueden formar parte del agua residual o ser generados por la propia actividad metabólica de los microorganismos. La inhibición provoca un descenso en la velocidad de los procesos biológicos.

Si la concentración de un compuesto inhibidor es tal que pueda causar la muerte de la población microbiana y detener completamente el proceso, a este se le denomina tóxico. No existe una clara distinción entre tóxicos e inhibidores, aunque de forma general se considera que cuando la concentración de una sustancia inhibidora aumenta se produce la toxicidad. Además, la aclimatación de la biomasa a un determinado compuesto puede eliminar el efecto inhibitorio de éste, por lo que es difícil hablar de valores absolutos en cuanto a concentraciones tóxicas de compuestos (Martí, 2007).

Existe un gran número de sustancias inhibidoras de los procesos microbiológicos asociados al tratamiento anaerobio de aguas residuales. Entre los inhibidores de mayor importancia se pueden mencionar: oxígeno, cationes, metales pesados, ácido sulfhídrico, sulfato, amoníaco, ácidos grasos, etc.

1.5 Modelación de procesos de tratamientos de aguas residuales

La elevada complejidad de los procesos biológicos que tienen lugar en una EDAR, así como su comportamiento altamente dinámico, hace necesario el uso de modelos matemáticos en el campo del tratamiento de aguas residuales, los cuales sirven para describir el comportamiento actual y previsible de un proceso mediante unas bases

teóricas bien establecidas. Las principales aplicaciones de este tipo de modelos matemáticos, que finalmente determinan su estructura y complejidad, son:

- **Investigación:** para la comprobación de la aplicación de nuevos sistemas desarrollados y la explicación de los procesos observados.
- **Diseño:** para diseñar EDAR y comprobar la influencia de variaciones en las condiciones de entrada y/o en los parámetros del proceso en su funcionamiento.
- **Operación y control:** para elaborar y probar estrategias de control que lleven el proceso al punto deseado de funcionamiento a pesar de las perturbaciones internas y externas.
- **Diagnóstico:** para interpretar los datos históricos de la planta y detectar posibles anomalías y sus causas.

No se puede definir de antemano si un tipo de modelo es mejor que otro sin antes saber el propósito o la aplicación final, pues para ello se debe especificar el alcance y el nivel de detalle del modelo.

Los tipos de modelos se pueden clasificar en tres:

- Modelos mecanicistas (White box): Describen físicamente la totalidad de los procesos (físicos, químicos y biológicos) que se llevan a cabo dentro de un sistema mediante ecuaciones de balance, cinética de reacciones, etc. Lo que implica un conocimiento profundo de los procesos. Requiere un elevado número de parámetros que deben ser calibrados.
- Modelos empíricos (Black box): Se estudia un sistema a partir de los datos de salida en función de los datos de entrada, sin que necesariamente haya una descripción de los procesos. Requiere un número bajo de parámetros para su calibración.
- Modelos mecanicista simplificado - semiempíricos (grey box): los procesos son agrupados, y por tanto, los parámetros que intervienen incluyen el efecto simultáneo de diversos fenómenos de difícil cuantificación individual. Dependiendo del nivel de detalle se puede acercarse a uno de los dos grupos descritos anteriormente. Requiere de una mayor exigencia en la calibración.

Un modelo matemático es un conjunto de ecuaciones diferenciales donde se relacionan las variables de estado del proceso de manera que su resolución proporciona la trayectoria seguida por estas variables en el tiempo. Estas ecuaciones son el resultado de la combinación de las ecuaciones de conservación de materia y energía con las ecuaciones de velocidad de los procesos implicados, que pueden ser tanto físicos como químicos y/o biológicos. La definición del modelo también puede incorporar una serie de restricciones propias del modelo, como las leyes de equilibrio, u otras restricciones externas referentes a la legislación, normas de seguridad. Una vez formulado el modelo, éste se puede resolver y comparar con datos experimentales. Las diferencias observadas pueden ser utilizadas para refinar incluso redefinir el modelo hasta conseguir una buena representación de los hechos experimentales.

La evolución de una variable de estado en función del tiempo queda definida generalmente por una ecuación diferencial ordinaria.

$$\frac{dx}{dt} = f(x, u, t, \theta) \quad \text{Ec. 5}$$

Donde:

- f : Hace referencia a la estructura matemática del modelo.
- x : Representa cada una de las variables de estado implicadas en el sistema.
- u : Está referido a las entradas del sistema.
- t : Es el tiempo.
- θ : Es el conjunto de parámetros del modelo.

Independientemente de la estructura del modelo, las ecuaciones matemáticas que relacionan las entradas y salidas contienen tres tipos de constituyentes: variables, constantes y parámetros. Las variables están formadas por las entradas y salidas el modelo y las diferentes 'variables' de estado, mientras que la diferencia entre constantes y parámetros es menos evidente. Generalmente se consideran constantes todos aquellos parámetros que nunca cambian su valor en todas las posibles aplicaciones del modelo. Parámetros son, por lo tanto, los constituyentes del modelo cuyo valor puede cambiar según las características del sistema donde

se aplica, de manera que su determinación para cada caso particular es imprescindible (Jiménez, 2010).

1.5.1 Modelación matemática de los procesos biológicos

Los procesos biológicos que tienen lugar en los sistemas de tratamiento de aguas residuales consisten en transformaciones bioquímicas que realizan los microorganismos durante su crecimiento. La modelación matemática de estos procesos es fundamental para poder simular el funcionamiento de una EDAR. El grado de detalle con el que se describen los procesos determina la complejidad final del modelo, pero también el grado de variabilidad de sus parámetros.

A continuación se describen las expresiones matemáticas y la forma general que poseen los modelos matemáticos utilizados para la simulación de las EDAR.

1.5.1.1 Cinética del crecimiento microbiano

Un gran número de modelos desarrollados para la simulación de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales se basan en el modelo empírico de crecimiento propuesto por Jacques Monod a mediados del siglo XX (Monod, 1942). Este modelo (Ec. 6) fue el primero en introducir el concepto de sustrato limitante en el crecimiento, mediante la siguiente expresión:

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S_i}{K_{S,i} + S_i} \quad \text{Ec. 6}$$

Donde:

μ : es la velocidad específica de crecimiento [t^{-1}].

μ_{max} : es la velocidad máxima específica de crecimiento [t^{-1}].

S_i : es la concentración del sustrato i [$M \cdot L^{-3}$].

$K_{S,i}$: es el coeficiente de semisaturación para el sustrato i [$M \cdot L^{-3}$].

De acuerdo con el modelo de Monod, los microorganismos crecen de manera exponencial siempre y cuando no haya limitaciones de sustrato en el medio. Por lo tanto, la velocidad de crecimiento de los microorganismos vendrá definida por la Ec. 7.

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X = \mu_x \cdot \frac{S_i}{K_{S,i} + S_i}$$

Ec. 7

Donde:

X : es la concentración de microorganismos presente [$M \cdot L^{-3}$].

El significado físico de los parámetros del modelo es el siguiente: μ_{max} representa la velocidad máxima específica de crecimiento de los microorganismos para la condición donde el sustrato no limita el crecimiento y $K_{S,i}$ hace referencia a la concentración del sustrato i que hace que la velocidad específica de crecimiento sea la mitad de su valor máximo (Figura 1.4).

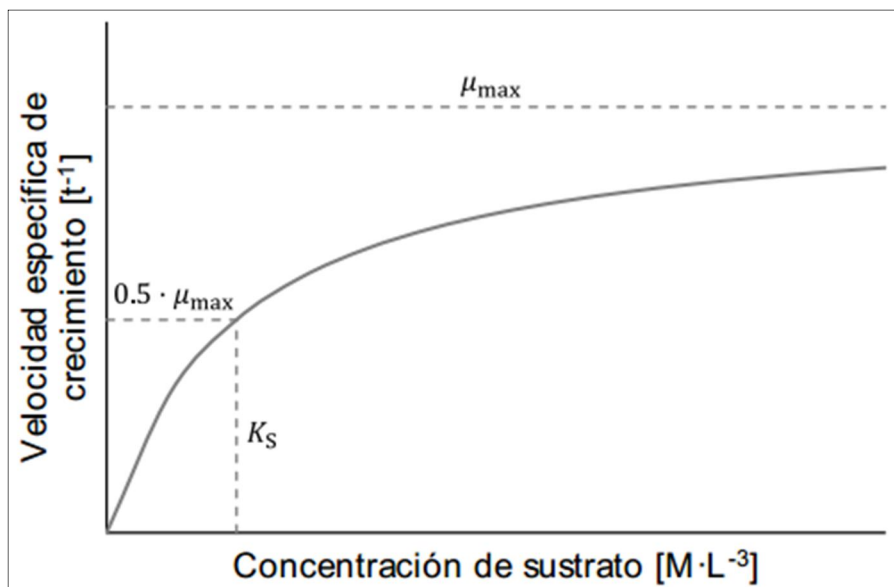


Figura 7. Gráfico de la relación entre la velocidad específica de crecimiento y la concentración de sustrato (ecuación de Monod).

La aplicación del modelo de Monod para condiciones donde el crecimiento de los microorganismos está limitado por más de un tipo de sustrato, ha llevado a modificaciones de la ecuación cinética del crecimiento. Para tener en cuenta la limitación de crecimiento por varios sustratos se han desarrollado dos tipos de modelos alternativos:

- **Modelos interactivos:** en estos modelos se supone que todos los sustratos influyen en la velocidad de reacción de forma simultánea. El modelo propuesto más común es la ecuación múltiple de Monod (Sinclair & Ryder, 1975; Bader, 1982).

$$\mu = \mu_{max} \cdot \left(\frac{S_{i_1}}{K_{S,i_1} + S_{i_1}} \right) \cdot \left(\frac{S_{i_2}}{K_{S,i_2} + S_{i_2}} \right) \cdot \dots \cdot \left(\frac{S_{i_n}}{K_{S,i_n} + S_{i_n}} \right) \quad \text{Ec. 8}$$

El valor de la tasa de crecimiento depende de todos los sustratos involucrados y, por lo tanto, cada término contribuye en la reducción del parámetro μ .

- **Modelos no-interactivos:** En este caso se considera que solamente uno de los sustratos es limitante. De esta forma la tasa de crecimiento será la mínima obtenida por las funciones de Monod independientes de cada sustrato (Sykes, 1973).

$$\mu = \min \left(\frac{\mu_{max} \cdot S_{i_1}}{K_{S,i_1} + S_{i_1}}, \frac{\mu_{max} \cdot S_{i_2}}{K_{S,i_2} + S_{i_2}}, \dots, \frac{\mu_{max} \cdot S_{i_n}}{K_{S,i_n} + S_{i_n}} \right). \quad \text{Ec. 9}$$

En la modelación de los procesos que tienen lugar en los sistemas de tratamiento de aguas residuales suelen emplearse los modelos interactivos, en los que la ecuación de la velocidad de crecimiento estará formada por una serie de cocientes, uno para cada compuesto necesario para el crecimiento microbiano, llamados funciones switch.

Existen ciertas sustancias, denominadas inhibidores, cuya presencia en el medio produce una disminución de la velocidad de crecimiento de los microorganismos. La función más comúnmente utilizada en el campo del tratamiento de aguas residuales para representar los efectos de un inhibidor es la denominada función de inhibición no competitiva y su expresión es la siguiente:

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{K_{I,i}}{K_{I,i} + S_i} \quad \text{Ec. 10}$$

Donde:

$K_{I,i}$: es el coeficiente de inhibición para el compuesto inhibidor i [$M \cdot L^{-3}$].

Los factores ambientales que más influencia tienen sobre los parámetros cinéticos de los microorganismos que actúan en la depuración del agua residual son el pH y la temperatura del medio. La inhibición de la actividad de los microorganismos a valores altos y bajos de pH se suele representar por la combinación de la cinética de

Monod y la de inhibición no competitiva. La inhibición por pH descrita por esta función es simétrica a ambos lados del pH óptimo de crecimiento y se representa mediante la siguiente expresión, que es la más usada comúnmente en los modelos de tratamiento de aguas:

$$I_{pH} = \frac{S_H}{K_{S,H} + S_H} \cdot \frac{K_{I,H}}{K_{I,H} + S_H} \cdot \frac{1}{f(pH_{opt})} \quad \text{Ec. 11}$$

Donde:

I_{pH} : es el factor inhibidor por pH.

$K_{S,H}$ y $K_{I,H}$: son los coeficientes de semisaturación e inhibición por pH, respectivamente [$\text{mol}_H \cdot \text{L}^{-3}$].

$f(pH_{opt})$: es el valor de la función $\frac{S_H}{K_{S,H} + S_H} \cdot \frac{K_{I,H}}{K_{I,H} + S_H}$ cuando el pH es óptimo. Se emplea este término para normalizar la función de inhibición por pH.

La temperatura es un factor de elevada influencia en los coeficientes de velocidad de los microorganismos. Aunque algunas especies son capaces de desarrollarse a temperaturas extremas, la mayoría solo son capaces de crecer dentro de un determinado rango de temperatura. En este intervalo, el valor de los coeficientes de velocidad aumenta cuando aumenta la temperatura, hasta alcanzar una temperatura máxima que produce la inhibición de los procesos de crecimiento. La ecuación de Arrhenius modificada (Ecuación [1.18]) (Phelps & Lackey, 1944) se suele utilizar para describir el efecto de la temperatura sobre los coeficientes de velocidad. Esta ecuación es válida en el intervalo de temperatura en el cual el valor de los parámetros aumenta cuando lo hace la temperatura.

$$k_T = k_{T_{ref}} \cdot \theta^{(T - T_{ref})} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde:

k_T : es el coeficiente de velocidad a la temperatura T .

$k_{T_{ref}}$: es el coeficiente de velocidad a la temperatura de referencia T_{ref} .

θ : es el coeficiente de temperatura.

$T - T_{ref}$: son las temperaturas de operación y de referencia, respectivamente [T].

1.5.1.2 Formato y notación de los modelos

La forma ampliamente aceptada para presentar los modelos que representan los procesos biológicos que tienen lugar en los tratamientos de aguas residuales es, por sencillez y facilidad de estructuración, la notación matricial. La utilidad de esta modalidad de presentación de modelos fue demostrada en 1987 por el IAWQ¹ Task Group en la presentación del modelo Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) (Henze et al., 1987).

Este tipo de notación consiste en poner los coeficientes estequiométricos $v_{i,j}$ en una tabla, conocida como matriz de Petersen/Gujer, indicando como varía cada componente i (presentados en la primera fila de la matriz), en cada uno de los procesos j (presentados en la primera columna de la matriz). En la Tabla 3 se puede ver un ejemplo de esta notación con el crecimiento de las bacterias heterótrofas (X_{OHO}) en un medio aerobio utilizando sustrato soluble biodegradable (S_B) como fuente de materia y energía. Los componentes que intervienen son tres, la biomasa heterótrofa, el oxígeno disuelto y el sustrato. Los procesos que tienen lugar son dos, el crecimiento de la biomasa heterótrofa y su desaparición por muerte. En el ejemplo mostrado todos los procesos están normalizados respecto a la biomasa. Como se puede ver en la tabla, el valor del coeficiente es cero cuando el componente no participa en el proceso, negativo cuando dicho componente se consume y positivo cuando se genera. Además de los coeficientes estequiométricos se debe presentar en la matriz (o fuera de ella) la ecuación de velocidad para cada uno de los procesos.

Tabla 3. Notación matricial para el crecimiento de las bacterias heterótrofas en medio aerobio.

Componente $i \rightarrow$	1 X_{OHO}	2 S_B	3 S_{O_2}	Velocidad de crecimiento (r_j)
Proceso $j \downarrow$	Biomasa (mg DQO·L ⁻¹)	Sustrato (mg DQO·L ⁻¹)	Oxígeno disuelto (mg DQO·L ⁻¹)	(mg DQO·L ⁻¹ d ⁻¹)
1 Crecimiento aerobio	1	$-\frac{1}{Y_{OHO}}$	$-\frac{1 - Y_{OHO}}{Y_{OHO}}$	$\mu \cdot \frac{S_B}{K_{S,B} + S_B}$
2 Lisis	-1	1		$b \cdot X_{OHO}$

La aparición del modelo ASM1 supuso, además de la aparición de un nuevo

¹ International Association on Water Quality, actualmente IWA (International Water Association).

concepto de simulación dinámica de los procesos de tratamiento de las aguas residuales, un creciente avance en la estandarización de la notación y estructura de los modelos. La notación utilizada permite distinguir entre los componentes solubles, representados por una *S* seguida del subíndice que representa cada componente, y los componentes particulados, representados con una *X* seguida de su correspondiente subíndice. Por lo que respecta a los parámetros del modelo, cabe distinguir entre parámetros estequiométricos y parámetros cinéticos. Los parámetros estequiométricos son aquellos que se utilizan para el cálculo de los coeficientes estequiométricos de cada proceso, como son los rendimientos de los microorganismos, que se representan por una *Y* seguida del subíndice relativo a cada tipo de microorganismo considerado en el modelo. Los parámetros cinéticos son aquellos que se utilizan en las expresiones cinéticas de cada proceso, como la velocidad de crecimiento máxima de cada microorganismo, que se representa por la letra griega μ , seguida del subíndice relativo al tipo de microorganismo.

Para la determinación de los coeficientes estequiométricos se aplican las ecuaciones de continuidad o conservación a cada uno de los procesos considerados en la matriz. Las ecuaciones de conservación se aplican a la masa, DQO, cargas eléctricas, C, N, P, etc. para asegurar que ninguno de estos términos se crea ni se destruye, tan solo se transforman. La ecuación de continuidad válida para cualquier proceso *j* y todos los materiales *c* sujetos a conservación, tiene la siguiente forma (Ec. 13):

$$\sum_{i=1}^n v_{j,i} \cdot i_{c,i} = 0 \quad \text{Ec. 13}$$

Donde:

$v_{j,i}$: es el coeficiente estequiométrico del componente *i* en el proceso *j*.

$i_{c,i}$: es el contenido del material *c* por cada unidad del componente *i*, permite el paso de las unidades del componente *i* a las del material *c* al que se le aplica la ecuación de conservación.

Los factores de conversión de un proceso se muestran en una tabla que recibe el nombre de matriz de composición. En Tabla 4 se presenta la matriz de composición del ejemplo anterior:

Tabla 4. Matriz de composición para el crecimiento de las bacterias heterótrofas en medio aerobio.

Componente $i \rightarrow$		X_H	S_S	S_{O_2}
Material $c \downarrow$	Unidades	g DQO	g DQO	g O ₂
DQO	g DQO	1	1	-1

1.5.2 Modelación matemática de los tratamientos de aguas residuales

Entre los modelos empleados para simular la línea de aguas, los más ampliamente aceptados por la comunidad científica incluyen los modelos ASM (Activated Sludge Model). El modelo ASM1 (Henze et al., 1987), considera dos grupos de bacterias (heterótrofas y autótrofas) y contempla los procesos de eliminación de materia orgánica y nitrógeno en la línea de aguas por parte de éstas.

Debido al éxito del modelo ASM1 y a la cantidad de artículos publicados sobre la eliminación biológica de fósforo que tenían lugar, el grupo de trabajo de modelación matemática de la IWA se encargó del desarrollo del modelo Activated Sludge Model No. 2 (ASM2) (Henze et al., 1995). El modelo ASM2, además de las bacterias heterótrofas y autótrofas, incluye las bacterias PAO, encargadas de la eliminación biológica de fósforo. Además, incluye dos productos de almacenamiento de las bacterias PAO: PHA y polifosfato (PP).

Sin embargo, el ASM2 no considera la capacidad desnitrificante de las bacterias PAO. Para tener en cuenta este hecho, la IWA publicó una extensión del modelo ASM2 con el nombre de Activated Sludge Model No. 2d (ASM2d) (Henze et al., 2000), que incorpora los procesos de almacenamiento de polifosfatos y crecimiento de las bacterias PAO en condiciones anóxicas. El ASM2d es el modelo más ampliamente aceptado por la comunidad científica para representar los procesos de eliminación biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de la línea de aguas de una EDAR.

El modelo ASM1 se actualizó incluyendo nuevos procesos como son el almacenamiento de compuestos orgánicos en el interior de las bacterias y la respiración endógena. Esta nueva versión del modelo ASM1 se denominó Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) (Gujer et al., 1999). Pese a la inclusión de nuevos procesos que ofrecía el ASM3, se trata de un modelo poco utilizado en la actualidad, puesto que significó un aumento de la complejidad del modelo sin un aporte de mejoras significativas

1.5.3 Modelos matemáticos para la digestión anaerobia

Otro grupo de modelos que se han utilizado en la modelación de una EDAR han sido los correspondientes a la digestión anaerobia que tiene lugar en la línea de fangos.

- **Modelo propuesto por Costello y colaboradores**

Uno de estos modelos fue el descrito en Costello et al. (1991), que incluye los procesos anaerobios que desarrollan las bacterias acidogénicas, acetogénicas y (arqueas) metanogénicas. De los tres productos gaseosos formados (CH_4 , H_2 y CO_2), los autores asumen que el dióxido de carbono es el único con un grado de solubilidad significativo. La transferencia de CO_2 desde la fase líquida a la fase gaseosa está controlada por la fuerza impulsora entre ambas fases, no por el equilibrio.

- **Modelos propuestos por Siegrist y colaboradores**

Más tarde, en 1993, Siegrist y colaboradores desarrollaron un modelo que describe la digestión anaerobia en condiciones mesofílicas (Siegrist et al., 1993). El planteamiento de este modelo es similar al utilizado en los modelos de fangos activados de la IWA. Los autores presentaron el modelo en notación matricial aplicando las ecuaciones de continuidad a la DQO, el nitrógeno y el carbono.

El modelo considera cinco grupos de microorganismos, cada uno de los cuales consume un sustrato diferente: bacterias acidogénicas que degradan aminoácidos y azúcares, bacterias acetogénicas que consumen ácidos grasos, bacterias

acetogénicas que degradan ácido propiónico, arqueas metanogénicas acetotróficas (ácido acético) y arqueas metanogénicas hidrogenotróficas (hidrógeno).

Posteriormente fue actualizado, este nuevo modelo presta especial atención a la desabsorción de los gases, la degradación de acetato y propionato, la hidrólisis de la DQO biodegradable particulada y la inhibición debido al pH, amoníaco, hidrógeno y ácido acético. El modelo diferencia entre las bacterias que consumen aminoácidos de las que degradan azúcares, teniendo por tanto seis grupos de microorganismos.

- **Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)**

El modelo más utilizado para la modelación de la digestión anaerobia ha sido el Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) (Batstone et al., 2002). El modelo ADM1 considera dos tipos de procesos: bioquímicos (irreversibles) y físico-químicos (reversibles). Los procesos biológicos, ya sean intra o extracelulares (hidrólisis), los llevan a cabo distintos grupos de microorganismos y están modelados como reacciones irreversibles. En los procesos físico-químicos no intervienen los microorganismos y comprenden las reacciones ácido-base y la transferencia de materia entre las fases líquida y gaseosa.

El modelo considera siete grupos de microorganismos: bacterias acidogénicas que degradan azúcares, bacterias acidogénicas que degradan aminoácidos, bacterias acetogénicas que consumen ácidos grasos de cadena larga, bacterias acetogénicas que degradan valerato y butirato, bacterias acetogénicas propionicotróficas, arqueas metanogénicas acetotróficas y arqueas metanogénicas hidrogenotróficas.

1.5.4 Modelación EDAR Completa

Para modelar una EDAR completa puede procederse de dos maneras:

1. Utilizar modelos diferentes para cada línea de tratamiento (línea de aguas y línea de fangos). El problema de esto es que se necesita encontrar un punto de conexión entre los distintos modelos puesto que los componentes de ambos modelos son diferentes.

2. Utilizar un modelo único (modelo global) para todas las unidades de tratamiento, que debe incluir todos los procesos que tienen lugar en una EDAR (línea de aguas + línea de fangos).

Los modelos globales permiten reunir todos los procesos en un único modelo, de forma que permiten simular a la vez tanto procesos biológicos de la línea de aguas como la de fangos, incluso procesos físicos como la filtración o la sedimentación y químicos como la formación de precipitados. Se trata de modelos más complejos, puesto que contemplan la interacción de múltiples grupos de bacterias (heterótrofas, autótrofas, acidogénicas, acetogénicas, metanogénicas, etc.) pudiendo aparecer procesos de competencia entre ellas.

La principal ventaja de este enfoque es que se evitan los conversores artificiales que son necesarios cuando se utilizan modelos diferentes para la línea de aguas y la línea de fangos.

1.6 Modelo BNRM (*Biological Nutrient Removal Model*)

El grupo de investigación CALAGUA desarrolló un modelo de aplicación general para cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales urbanas, denominado Biological Nutrient Removal Model (BNRM). En la actualidad se encuentran publicadas dos versiones de este modelo: BNRM1 y BNRM2 (Seco et al., 2004 y Barat et al. 2013, respectivamente). Adicionalmente, al modelo BNRM2 se ha hecho una adición de procesos y componentes (Durán, 2013) correspondientes a diferentes bacterias sulfatorreductoras.

El modelo BNRM1 supuso una perspectiva diferente de la modelación determinista para procesos biológicos, ya que un único modelo se utiliza para simular procesos biológicos, químicos y físico-químicos. Puede ser utilizado para el diseño y simulación de las principales operaciones de tratamiento de una EDAR, permitiendo tener en cuenta los efectos combinados de los diferentes procesos de tratamiento. De esta forma, es posible optimizar el funcionamiento global de la EDAR.

El modelo BNRM2 resulta una actualización y mejora del BNRM1, e incluye la modelación de los siguientes procesos biológicos para la eliminación de materia orgánica y nutrientes (N y P), entre los que se encuentran:

Tabla 5. Procesos del modelo BNRM2 modificado.

Proceso	Bacteria	Proceso	Bacteria
1. Hidrólisis Aerobia	OHO	34. Crecimiento de X_{PRO}	PRO
2. Hidrólisis Anóxica		35. Lisis de X_{PRO}	
3. Hidrólisis Anaerobia		36. Crecimiento anaerobio de X_{HMO}	HMO
4. Crecimiento aerobio de X_{OHO} a partir de S_F		37. Lisis de X_{HMO}	
5. Crecimiento aerobio de X_{OHO} a partir de S_A		38. Crecimiento anaerobio de X_{ACO}	ACO
6. Crecimiento aerobio de X_{OHO} a partir de S_{VFA}		39. Lisis de X_{ACO}	
7. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_F y S_{NO3}		40. Crecimiento anaerobio de X_{HSRO} a partir de S_{VFA}	HSRO
8. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_{Ac} y S_{NO3}		41. Crecimiento anaerobio de X_{HSRO} a partir de S_{Ac}	
9. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_{VFA} y S_{NO3}		42. Lisis de X_{HSRO}	
10. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_F y S_{NO2}		43. Crecimiento anaerobio de X_{ASRO}	ASRO
11. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_{Ac} y S_{NO2}		44. Lisis de X_{ASRO}	
12. Crecimiento anóxico de X_{OHO} a partir de S_{VFA} y S_{NO2}		45. Desabsorción de $S_{[CO2]}$	Desabsorción
13. Lisis de X_{OHO}		46. Desabsorción de S_{O2}	
14. Almacenamiento de $X_{PAO,Stor}$ a partir de S_{Ac}	47. Desabsorción de S_{CH4}		
15. Almacenamiento de $X_{PAO,Stor}$ a partir de S_{VFA}	48. Desabsorción de S_{H2}		
16. Almacenamiento aerobio de $X_{PAO,PP}$	49. Desabsorción de S_{N2}		
17. Almacenamiento anóxico (S_{NO3}) de $X_{PAO,PP}$	50. Desabsorción de S_{NH3}		
18. Almacenamiento anóxico (S_{NO2}) de $X_{PAO,PP}$	51. Desabsorción de S_{H2S}	Precipitación Redisolución	
19. Crecimiento aerobio de X_{PAO}	52. Precipitación de X_{ACP}		
20. Crecimiento anóxico (S_{NO3}) de X_{PAO}	53. Disolución de X_{ACP}		
21. Crecimiento anóxico (S_{NO2}) de X_{PAO}	54. Precipitación de X_{Str}		
22. Lisis de X_{PAO}	55. Disolución de X_{Str}		
23. Lisis de $X_{PAO,PP}$	56. Precipitación de X_{MAP}		
24. Lisis de $X_{PAO,Stor}$	57. Disolución de X_{MAP}		
25. Crecimiento aerobio de $X_{AOO,r}$	58. Precipitación de X_{New}		
26. Lisis de $X_{AOO,r}$	59. Disolución de X_{New}		
27. Crecimiento aerobio de $X_{AOO,K}$	60. Precipitación de X_{Viv}		
28. Lisis de $X_{AOO,K}$	61. Disolución de X_{Viv}		
29. Crecimiento aerobio de X_{NOO}	62. Precipitación de X_{Var}	NOO	
30. Lisis de X_{NOO}	63. Disolución de X_{Var}		
31. Hidrólisis Anaerobia	AO	64. Precipitación de X_{Cal}	AO
32. Crecimiento anaerobio de X_{AO}		65. Disolución de X_{Cal}	
33. Lisis de X_{AO}		66. Precipitación de X_{HAP}	

Este modelo se encuentra actualmente implementado en el software de simulación DESASS (Ferrer et al., 2008) desarrollado también por el grupo de investigación CALAGUA.

1.7 Análisis de sensibilidad

La complejidad de los modelos matemáticos de tratamiento de aguas residuales y la calidad de los datos experimentales plantean una problemática de identificabilidad del modelo, la cual puede ser teórica o práctica (Vanrolleghem & Dochain, 1998).

La identificabilidad teórica es una característica de la estructura del modelo y contempla la posibilidad de obtener valores únicos de los parámetros para una estructura dada del mismo, asumiendo medidas ideales. Por otra parte, la identificabilidad práctica está ligada a la calidad y la cantidad de mediciones disponibles para realizar la identificación de los parámetros. De esta manera, los parámetros teóricamente identificables pueden no serlo en la práctica.

El análisis de sensibilidad es una herramienta muy empleada para abordar el problema de identificabilidad práctica. Este análisis permite determinar los parámetros más sensibles del modelo, es decir, aquellos que ejercen una marcada influencia en la respuesta del modelo. De forma inversa, permite identificar las variables de estado que no son sensibles a variaciones en los parámetros del modelo. Los valores de los parámetros que no muestren elevada sensibilidad se toman de datos publicados en la bibliografía (Durán, 2013). Asimismo, mediante el análisis de sensibilidad es posible evaluar la identificabilidad de distintos subconjuntos de parámetros (que incluyen los más sensibles) (Gatti, 2009).

La sensibilidad paramétrica permite evaluar la influencia de cada parámetro en la respuesta del modelo. La sensibilidad paramétrica de un parámetro p_j respecto a la variable de estado x_i se define de acuerdo con la Ec. 14 (Marsili-Libelli et al., 2001).

$$S_{p_j}^{x_i} = \frac{\Delta x_i}{\Delta p_j} \cdot \frac{p_{jNOM}}{x_{iNOM}} \quad \text{Ec. 14}$$

$j = 1, 2, \dots, p$ (número de parámetros)

Donde:

$S_{p_j}^{x_i}$: Es la sensibilidad del parámetro p_j respecto de la variante x_i .

Δx_i : Es la variación de la variable de estado x_i cuando el parámetro p_j sufre una perturbación Δp_j .

x_{iNOM} : Es el valor nominal de x_i .

p_{jNOM} : Es el valor nominal de p_j .

Multiplicar el cociente $\frac{\Delta x_i}{\Delta p_j}$ por el inverso de los valores nominales tiene el propósito normalizar el valor de sensibilidad, disminuyendo el peso relativo de la variable y del parámetro.

Una aplicación muy importante y sencilla del análisis de sensibilidad es el realizado en estado estacionario. El análisis se realiza por medio de la simulación del proceso biológico y se denomina en estado estacionario porque se realiza en cierto punto de operación estable del proceso. Puesto que el tratamiento biológico está gobernado por procesos no lineales y que los modelos biológicos reflejan esta realidad, las sensibilidades de los parámetros dependerán de la estructura del modelo, así como del punto de operación en el cual se lleve a cabo dicho análisis.

El análisis de sensibilidad en estado estacionario consiste en perturbar cada parámetro p_j del modelo en una cantidad Δp_j y proceder a la simulación del sistema. El resultado de esta simulación se emplea en el cálculo de la sensibilidad de la variable x_i respecto del parámetro p_j por medio de la Ec. 14.

Las sensibilidades individuales permiten relacionar únicamente el parámetro p_j con la variable x_i . La medida de la sensibilidad δ_j permite determinar la importancia de cada parámetro sobre todas las variables de estado consideradas en el análisis, la cual se calcula a partir de la Ec. 15 (Brun et al., 2002).

$$\delta_j = \sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (S_{p_j}^{x_i})^2} \quad \text{Ec. 15}$$

Donde:

δ_j : Determina la sensibilidad promedio de la respuesta del modelo a una perturbación en el valor del parámetro p_j , dado que considera cuánto influye un parámetro en todas las variables analizadas.

N : Es el número de variables de estado consideradas en el análisis de sensibilidad en estado estacionario.

Un valor alto δ_j de indica una importante influencia del parámetro en el resultado de la simulación del modelo, en cambio un valor bajo indica que el parámetro analizado no ejerce influencia en la respuesta del modelo. El orden de importancia según la medida de la sensibilidad da una idea del efecto de cada parámetro individual, sobre las salidas consideradas.

1.8 Software de simulación DESASS

DESASS (*Design and Simulation of Activated Sludge Systems*) es un simulador de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, diseñado y optimizado para la simulación de los principales procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en una EDAR. En el diseño de DESASS se ha hecho particular énfasis en la velocidad de cálculo, presentación gráfica y fácil manejo.

DESASS trabaja en un entorno intuitivo y permite evaluar esquemas completos de tratamiento de aguas residuales, permitiendo representar desde sistemas sencillos como fangos activados para la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, hasta plantas completas que incluyan digestores anaerobios, reactores de membrana, etc. El programa tiene implementado un algoritmo de modelación matemática basado en el modelo biológico general BNRM2 modificado desarrollado por CALAGUA. Este modelo permite simular las operaciones básicas más importantes de una EDAR e incluye, además, la posibilidad de considerar los procesos biológicos que tienen lugar en decantadores y espesadores junto con los procesos de sedimentación y compresión del fango.

El programa DESASS permite el cálculo tanto del estado estacionario (Diseño) como del estado transitorio (Simulación) de una EDAR. Además, es una herramienta muy útil para el diseño de estrategias de control. En modo Diseño, permite el cálculo del



estado estacionario para las condiciones de invierno y de verano simultáneamente, ofreciendo así una fácil comparación entre cada una de las estaciones. En régimen estacionario el programa desarrolla una solución basándose en las condiciones medias establecidas en planta, tales como el caudal y la calidad del agua afluente, caudales de recirculación, etc. En modo Simulación, permite simular la evolución de la planta teniendo en cuenta la variación temporal del afluente y de los parámetros de operación. También se puede realizar una simulación con entrada constante para ver cómo evoluciona el sistema frente a alguna modificación en las condiciones de operación.

2 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Existe una gran cantidad de procesos biológicos que tienen lugar en un sistema de tratamiento de aguas residuales. La complejidad de estos sistemas hace necesario el uso de modelos matemáticos para su diseño y optimización. Los modelos matemáticos tienen un elevado número de parámetros que deben ser calibrados para cada sistema con el fin de obtener unas predicciones del modelo ajustadas a la realidad.

Los parámetros del modelo se pueden clasificar en: parámetros de elevada influencia (aquellos en los que una pequeña variación en su valor provoca grandes variaciones en los resultados del modelo) y parámetros de baja influencia (aquellos en los que grandes variaciones de su valor apenas provocan variaciones en los resultados de las simulaciones). Dado el elevado coste y tiempo necesario para la determinación experimental de los parámetros es importante conocer cuáles son los parámetros de elevada influencia para centrar los esfuerzos de calibración en la determinación de dichos parámetros.

Al igual que sucede con los parámetros del modelo, la caracterización del agua residual afluente al sistema afecta los resultados de las simulaciones. Cuanto más detallada sea la caracterización del agua residual, más fiables serán las predicciones del modelo. Sin embargo, debido al coste y tiempo necesario para realizar la caracterización, es importante conocer las analíticas que más influencia tienen en los resultados de las simulaciones.

El objetivo de este proyecto es realizar un análisis de sensibilidad de las analíticas necesarias para la caracterización del agua requerida para la aplicación del modelo BNRM2 modificado y de los principales parámetros de dicho modelo, en la simulación de un biorreactor anaerobio de membranas.

Así pues, se propone analizar la variación en las principales predicciones del modelo (características del efluente, del fango y del biogás) cuando se realiza un cambio controlado de los parámetros seleccionados (10 % por encima y por debajo del valor original). El análisis se realizará mediante simulaciones con el programa DESASS para diferentes valores de temperatura y de TRC. De este modo se pretende



conocer qué características del agua y parámetros del modelo tienen mayor significancia en las simulaciones y ayudar a decidir en qué aspectos de la caracterización y de la calibración se deben enfocar los mayores esfuerzos.

3 METODOLOGÍA

Para el análisis de sensibilidad de la caracterización del agua y de los principales parámetros del modelo BNRM2 modificado en un biorreactor anaerobio de membranas, se ha decidido partir de los datos obtenidos en el muestreo y seguimiento una planta piloto que dispone el grupo de investigación CALAGUA. (Durán, 2013).

La planta SAnMBR ha sido alimentada con agua residual proveniente de la salida del sistema de pretratamiento de la EDAR de la cuenca del Carraixet. Los datos medios de la caracterización del agua afluente a la planta se muestran en la Tabla 6, destacando la baja DQO soluble y la elevada concentración de sulfato. La desviación estándar de los datos muestra la gran variabilidad observada en el agua residual.

Tabla 6. Datos medios de la caracterización del agua residual afluente a la planta SAnMBR.

Parámetro	Unidades	Valor medio	Desviación estándar
DQO _T	mg/l	597.9	226.2
DQO _s	mg/l	83.3	22.0
DBO _T	mg/l	391.4	140.8
DBO _s	mg/l	64.3	19.7
AGV	mg DQO/l	8.1	7.9
Amonio	mg N-NH ₄ /l	32.8	9.0
Fosfato	mg P-PO ₄ /l	4.1	1.7
Sulfato	mg S-SO ₄ /l	108.3	20.0
SST	mg/l	312.4	181.6
SSV	mg/l	250.9	146.9
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /l	337.7	64.5

El procedimiento a seguir para desarrollar el cálculo del análisis de sensibilidad tanto para las analíticas del agua como para los parámetros cinéticos del modelo se puede presentar en los siguientes pasos:

- Generar un archivo inicial en formato DESASS que contenga las dimensiones y la configuración de las distintas unidades del sistema.
- Introducir las características del agua de la EDAR de la cuenca del Carraixet en el archivo original.

- Definir las distintas condiciones de operación (TRC y temperatura) para las cuales se efectuarán las simulaciones.
- Definir las variables de estado consideradas en los análisis de sensibilidad.
- Plantear y seleccionar las analíticas del agua y parámetros cinéticos sometidas al análisis.
- Variación individual de cada analítica de la caracterización del agua y parámetros del modelo en un rango fijo establecido.
- Ejecución de las simulaciones, recopilación y organización de resultados.
- Cálculo del análisis de sensibilidad individual y sensibilidad promedio.

Los pasos descritos anteriormente se detallan en los siguientes capítulos, con énfasis en el planteamiento y variación de las analíticas y de los parámetros.

3.1 Desarrollo de simulaciones

Para llevar a cabo el desarrollo de las simulaciones se genera un archivo base que contenga un esquema con la configuración de un sistema SAnMBR (como se muestra en la Figura 8) en el programa DESASS. En el esquema se introducen los datos generales, tales como geometría y dimensionamiento, representativos de la planta piloto SAnMBR ubicada en la EDAR de la cuenca de Carraixet. Asimismo, se introducen las condiciones de operación inicial que permanecen invariables a lo largo de todas las simulaciones, tales como caudal de recirculación y el valor de los parámetros calibrados y validados.

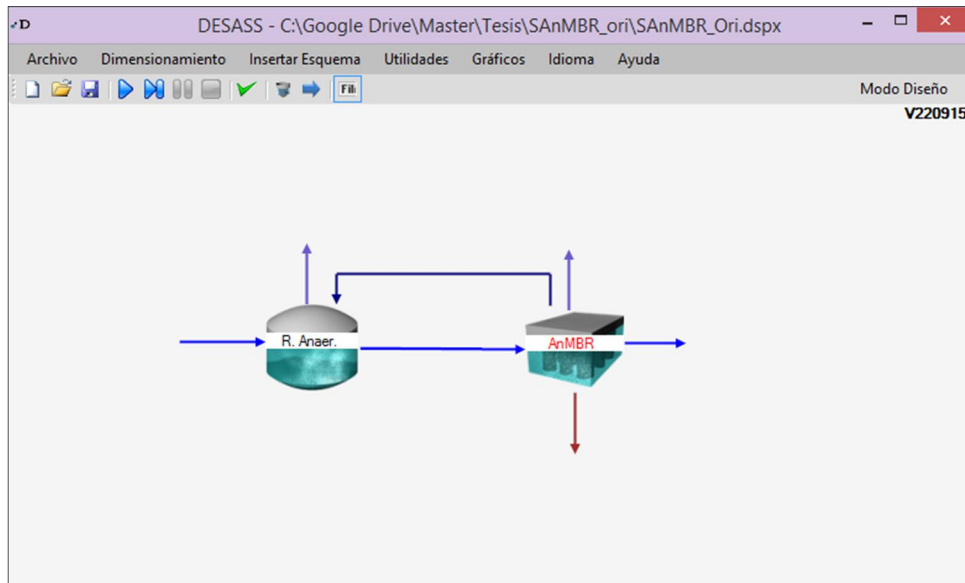


Figura 8. Pantalla de diseño del programa DESASS – Esquema del sistema SANMBR.

Una vez definido el sistema, se introducen al programa las características propias del afluente. Para proceder con este punto correctamente, se presentan las equivalencias que existen entre la caracterización proveniente del muestreo y los contaminantes expresados como componentes del modelo. Las relaciones se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Relación de contaminantes y factores de conversión

$$X_{SST} = X_{SSNV} + X_S \cdot i_{SSTXS} + X_I \cdot i_{SSTXI}$$

$$DQO = DQO_{SOL} + DQO_{SUSP} = (AGV + S_F + S_I) + (X_S + X_I)$$

$$DBO_{TOT} = X_S + S_F + S_A, DBO_{SOL} = S_F + S_A, DBO_{SUSP} = X_S$$

$$S_F = DBO_{lim-sol} - S_A$$

$$S_I = DQO_{sol} - DBO_{lim-sol}$$

$$X_S = DBO_{lim-susp}$$

$$X_I = DQO_{susp} - DBO_{lim-susp}$$

$$X_{NV} = X_{SST} - X_{SSV}$$

$$X_{SSV} = X_S \cdot i_{SSTXS} + X_I \cdot i_{SSTXI}$$

Además de ingresar los datos de las cargas del afluente, es necesario establecer las constantes estequiométricas para nitrógeno, fósforo y sólidos. Se hace a partir de los porcentajes solubles de los nutrientes. Estos factores se utilizan en las ecuaciones de continuidad que se aplican en la matriz estequiométrica del modelo BNRM2 del

programa de simulación. Con lo anterior queda correctamente introducidas las características del agua. En las Figura 9 y Figura 10 se presentan la pantalla de ingreso en DESASS de los datos anteriormente mencionados.

Entrada Reactor Anaerobio

Dotaciones y Temperatura | Cargas | Sedimentabilidad | Precipitados

Temperatura (°C)	
Invierno	Verano
22.0	22.0
Caudales	
Invierno	Verano
50000.00	50000.00
1.00	1.00
1.00	1.00
1.5	1.5
7.0000	7.0000

Figura 9. Pantalla del programa DESASS – Dotación y temperatura.

Entrada Reactor Anaerobio

Dotaciones y Temperatura | Cargas | Sedimentabilidad | Precipitados

Soluble (mg/l)		Suspendida (mg/l)	
Invierno	Verano	Invierno	Verano
So2		Xi bm	
Sf	74.9000	Xia	185.8000
Sa	8.1000	Xs	299.1000
Srh4	32.7000	Xh	
Sno3		Xpao	
Sno2		Xpp	
Spo4	4.1000	Xpha	
Si	19.0000	Xamm	
Salk	337.4200	Xamm-r	
Sn2	14.1493	Xnit	
Spro		Xaut	
Sh2		Xacid	
Sch4		Xpro	
Sco2	1.3691	Xmac	
Sca	100.0000	Xnh2	
Smg	60.0000	Xneoh	
Sk	30.0000	Xnep	
Sfe		Xarb-h	
Sal		Xarb-a	
Sao4	100.0000	Xss	314.9876
Shs		Xrv	61.1000

Const. Esteq. Entrada Reactor Anaerobio

Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
lnsi	0.01000	lpsi	0.00000	lcsi	0.03000
lnsf	0.03000	lpsf	0.01000	lcsf	0.02700
lnxi	0.03000	lpxi	0.01000	lcxi	0.03000
lnxibm	0.07000	lpxibm	0.02000	lcxs	0.03000
lnxs	0.04000	lpxs	0.01000	lcbm	0.03130
lnbm	0.07000	lpbm	0.02000		

Azufre		SST		Calcio	
lssi	0.00080	ltssxi	0.45000	lcasti	0.00000
lssf	0.00080	ltssxibm	0.70000	lcastf	0.00000
lsxi	0.00080	ltssxs	0.56930	lcaxi	0.00000
lsxs	0.00080	ltssbm	0.70000	lcaxs	0.00000
lsbm	0.00080			lcabm	0.00350

Potasio		Magnesio		Hierro	
lkopp	0.35000	lmgpp	0.28000	lfesi	0.00000
lkspi	0.00080	lmgspi	0.00150	lfesf	0.00000
lkxf	0.00080	lmgxf	0.00150	lfexi	0.00000
lkxi	0.00080	lmgxi	0.00150	lfexs	0.00000
lkxs	0.00080	lmgxs	0.00150	lfexbm	0.00000
lkbm	0.00080	lmgbm	0.00150		

Sin Curva de Datos
 Con Datos Analíticos
 Agua Residual Doméstica
 Caracterización

Figura 10. Pantalla del programa DESASS – Características del afluente. Factores de conversión de matriz estequiométrica.

De igual forma, para observar la variabilidad de los análisis de sensibilidad al estar sometidos en diferentes condiciones de operación, las simulaciones se llevan a cabo con diferentes temperaturas en el biorreactor de membranas y distintos tiempos de retención celular. Las temperaturas y TRC para los cuales se llevan a cabo las distintas simulaciones se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Temperatura y TRC para los cuales se realizan las simulaciones.

Temperatura (°C)	16	22	28
TRC (días)	25	40	55

Para determinar la sensibilidad promedio se deben definir los parámetros y demás condiciones del sistema. También es necesario precisar cuáles son las variables de estado x_i (características finales a comparar), las cuales serán siempre las mismas para cada una de las simulaciones, pues gracias a éstas se podrá identificar la influencia individual de cada parámetro en la respuesta del modelo. En la Tabla 9 se presentan las variables de estado seleccionadas.

Tabla 9. Parámetros finales a comparar.

Efluente	DQO	Fango	DQO	Biogás	Q gas
	SO ₄		SST		% CH ₄
	H ₂ S		SSV		Q CH ₄
	AGV		Alk		

Estas variables reflejan el comportamiento de los principales procesos que tienen lugar en un sistema anaerobio.

Una vez definidas las condiciones de operación y variables de estado se procede al planteamiento y selección de las analíticas del agua y de los parámetros del modelo a estudiar.

3.1.1 Planteamiento de analíticas del agua a estudiar

Las analíticas mostradas en la Tabla 10 son parte de una caracterización típica de agua residual urbana, aunque se han destacado aquellas que miden la cantidad de sustrato útil. Las analíticas seleccionadas relacionan la cantidad de sólidos suspendidos y la proporción de ésta que puede sustrato orgánico particulado; que relacionan la materia orgánica total, su proporción de materia orgánica biodegradable y su complejidad estructural. Todo bajo la asunción que no haya limitación por nutrientes y no haya tóxicos en el sistema.

De igual forma, se muestra de forma explícita el sulfato que es muy influyente en los procesos en los que predominan las condiciones anaerobias, pues la presencia de éste permite que las bacterias sulfatorreductoras compitan por el sustrato (AGV) con

las bacterias metanogénicas reduciendo la cantidad de metano producido y por el contrario genera ácido sulfhídrico causante de varios problemas en el tratamiento (Figura 6).

Tabla 10. Analíticas del agua sometidas al análisis de sensibilidad.

Parámetro	Valor Original	-Δ10%	+Δ10%	Definición
SST (mg/l)	314.9	283.4	346.3	Sólidos suspendidos totales.
%SSV (%)	80.6	72.5	88.6	Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles.
DQO (mg DQO/l)	586.9	528.2	645.5	Demanda química de oxígeno.
%DQO _{SOL} (%)	17.3	15.5	19.0	Porcentaje de DQO soluble.
DBO _{lim} (mg DQO/l)	382.1	343.8	420.3	Demanda Bioquímica de oxígeno.
%DBO _{limsol} (%)	21.7	19.5	23.8	Porcentaje de DBO soluble.
SO ₄ (mg S/l)	100	90	110	Sulfato
AGV (mg DQO/l)	8.1	7.2	8.9	Ácidos grasos volátiles.

Una vez establecidas las analíticas del agua que serán objeto de estudio se establece un rango de variación de un 10% por encima y por debajo del valor original, variación que tomará el nombre de Δp_j^* , perteneciente de la Ec. 14. Es muy importante tener en cuenta que la variación de un parámetro sea completamente independiente de los otros, ya que no puede haber interacciones y/o interferencias entre los mismos.

Se tienen un total de ocho parámetros de la caracterización del agua a variar un 10% por encima y por debajo del valor original en nueve diferentes combinaciones de temperatura y tiempo de retención celular para un total de 144 simulaciones.

3.1.2 Variación de analíticas del agua

Para realizar el análisis de sensibilidad es preciso que se varíe estrictamente uno y solo uno de los valores de manera que otro no pueda interferir de ninguna manera en el resultado.

A partir del valor modificado de cada parámetro se calculan las concentraciones de los distintos contaminantes aplicando las ecuaciones de la Tabla 7. Relación de contaminantes y factores de conversión por cada simulación. Adicionalmente, existen casos en los que es necesario reajustar los factores de conversión. Por ejemplo, para modificar la DBO_{lim} se debe modificar X_S , X_I , S_F y S_I que provoca un



cambio en la concentración de SST y SSV, para asegurar que las demás características del agua permanezcan inalteradas se recalculan los factores i_{SSTXI} y i_{SSTXS} .

Una vez definidas las relaciones que existen entre los parámetros que se van a variar se procede a la modificación de los datos que tienen relación directa o indirecta con los mismos parámetros, dicho de otra manera se varía el parámetro que se desea sufra el incremento o decremento (Δp_j^*) de 10% de su valor original y adicionalmente se varían los parámetros y relaciones estequiométricas necesarias para que el resto de parámetros a analizar permanezcan intactos.

En la Tabla 11 se puede ver de manera explícita los resultados de la caracterización definitiva para cada una de las variables involucradas para cada uno de los incrementos de los parámetros.

Una vez obtenidos los datos correspondientes al afluente se ejecutan una a una las simulaciones y se exportan los datos necesarios para el análisis de sensibilidad.

Tabla 11. Valores de parámetros y constantes estequiométricas definitivos para cada uno de los parámetros a variar.

PARÁMETRO A VARIAR	SST		%SSV		DQO		%DQO _{SOL}		DBO _{lim}		%DBO _{limSOL}		SO ₄		AGV	
	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%
PARÁMETRO Y CONSTANTE ESTEQUIOMÉTRICO																
SST	346.49	283.49	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99	314.99
i_{SSTXI}	0.50	0.41	0.50	0.41	0.36	0.61	0.46	0.44	0.44	0.46	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45
$i_{SSTXIBM}$	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
i_{SSTXS}	0.63	0.51	0.63	0.51	0.57	0.57	0.58	0.56	0.56	0.58	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57
i_{SSTBM}	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
%SSV	80.60	80.60	88.66	72.54	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60	80.60
%SSNV	19.40	19.40	11.34	27.46	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40	19.40
SSV	279.28	228.50	279.28	228.50	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89	253.89
SSNV	67.21	54.99	35.71	86.49	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10	61.10
X_s	299.10	299.10	299.10	299.10	299.10	299.10	299.10	299.10	329.01	269.19	290.80	307.40	299.10	299.10	299.10	299.10
S_f	74.90	74.90	74.90	74.90	74.90	74.90	74.90	74.90	83.20	66.60	83.20	66.60	74.90	74.90	74.09	75.71
S_a	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.91	7.29
X_{io}	185.80	185.80	185.80	185.80	234.29	137.31	175.60	196.00	155.89	215.71	194.10	177.50	185.80	185.80	185.80	185.80
DQO	586.90	586.90	586.90	586.90	645.59	528.21	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90	586.90
DQO_{SOL}	102.00	102.00	102.00	102.00	112.20	91.80	112.20	91.80	102.00	102.00	102.00	102.00	102.00	102.00	102.00	102.00
%DQO_{SOL}	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38	19.12	15.64	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38	17.38
DBO_{lim}	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10	420.31	343.89	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10	382.10
DBO_{limSOL}	83.00	83.00	83.00	83.00	83.00	83.00	83.00	83.00	91.30	74.70	91.30	74.70	83.00	83.00	83.00	83.00
%DBO_{limSOL}	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	21.72	23.89	19.55	21.72	21.72	21.72	21.72
SO₄	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	110.00	90.00	100.00	100.00
Si	19.00	19.00	19.00	19.00	29.20	8.80	29.20	8.80	10.70	27.30	10.70	27.30	19.00	19.00	19.00	19.00
AGV	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.91	7.29

3.1.3 Planteamiento y variación de parámetros cinéticos del modelo a estudiar

El valor original de los parámetros mostrados en la Tabla 12, pueden provenir tanto de valores encontrados en bibliografía como de calibración experimental de coeficientes estequiométricos y parámetros cinéticos de diferentes modelos matemáticos (ej. ASM2d, Siegrist *et al.*, 2002, Henze *et al.*, 1999, y otros). Para el caso particular de los parámetros de las sulfatorreductoras mostrados fueron obtenidos por Durán (2014).

Tabla 12. Parámetros del modelo a analizar según grupos de bacterias.

Acidogénicas				HMO			
	Original	-Δ10%	+Δ10%		Original	-Δ10%	+Δ10%
K_h	58.682	52.813	64.55	μ_{H_2}	0.607	0.547	0.668
K_x	150	135	165	b_{HMO}	0.112	0.101	0.123
Y_{AO}	0.333	0.3	0.366	Y_{HMO}	0.073	0.066	0.08
μ_{AO}	1.389	1.25	1.527	K_{H_2}	0.609	0.548	0.67
b_{AO}	0.33	0.297	0.363	K_T	1.089	0.98	1.198
K_F	1.293	1.163	1.422	SRB heterótrofas			
K_T	1.071	0.964	1.178	μ_{HSRO}	0.68	0.612	0.748
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.83	0.747	0.913	b_{HSRO}	0.087	0.078	0.096
Acetogénicas				Y_{HSRO}	0.362	0.326	0.399
μ_{PRO}	0.177	0.159	0.194	K_a, K_{PRO}	14.113	12.702	15.524
b_{PRO}	0.028	0.025	0.031	K_{SO_4}	9.3	8.37	10.23
Y_{PRO}	0.05	0.045	0.055	K_T	1.049	0.944	1.154
f_{AC}	0.568	0.512	0.625	SRB autótrofas			
K_T	1.089	0.98	1.198	μ_{ASRO}	0.368	0.331	0.405
K_{PRO}	10	9	11	b_{ASRO}	0.087	0.078	0.096
ACO				Y_{ASRO}	0.443	0.399	0.487
μ_{ACO}	0.201	0.181	0.221	K_{H_2}	0.113	0.102	0.124
b_{ACO}	0.028	0.025	0.031	K_{SO_4}	9.3	8.37	10.23
Y_{ACO}	0.011	0.01	0.013	K_T	1.049	0.944	1.154
K_a	13.163	11.846	14.479				
K_T	1.089	0.98	1.198				

De esta manera, se obtiene un total de 36 parámetros cinéticos (ocho de bacterias acidogénicas, seis de bacterias acetogénicas, 5 de arqueas metanogénicas acetotróficas, 5 de arqueas metanogénicas hidrogenotróficas, 6 de bacterias sulfatorreductoras heterótrofas y 6 de bacterias sulfatorreductoras autótrofas) a variar un 10% por encima y por debajo del valor original en nueve diferentes combinaciones de temperatura y tiempo de retención celular para un total de 648 simulaciones.

Adicional a las 144 simulaciones de analíticas de agua y 648 simulaciones de la cinética del modelo, se tienen nueve simulaciones en las cuales únicamente se varía la temperatura y/o el TRC. De esta manera se tiene como resultado para el presente análisis un total de 801 simulaciones.

3.1.4 Variación de cinéticas del modelo

Por otra parte, los parámetros cinéticos del modelo son independientes los unos de los otros, es por ello que en este caso en particular sí se puede hacer la variación de forma directa.

En la Figura 11 se puede observar cómo la variación de los parámetros se puede realizar de forma directa para las bacterias acidogénicas. Para los demás microorganismos es de manera muy similar.

Crecimiento Acidogénicas			
Yacid	0.33313	Ko2	0.20000
Fxi	0.20000	Ka	6500.0000
Fac	0.58000	Kh	0.0000002
Fpro	0.25000	Kih	0.0043500
μ acid	1.38863	Kh2	35.00000
Bacid	0.33000	Knh4	0.05000
Kf	1.29250	Kp	0.01000
Kno3	0.50000	Kh2s	250.00000
Hidrólisis Acidogénicas			
Fsi	0.05000	Ko2	0.20000
Kh	58.68150	Kx	150.00000
Kno3	0.50000		
Constantes de Temperatura			
KT	1.07100	KT(Bacid)	1.07100
KT (Kh)	1.07100		

Figura 11. Pantalla del programa DESASS – Constantes cinéticas para grupo de bacterias acidogénicas.

Una vez se ingresan los datos correspondientes se ejecutan una a una las simulaciones y se exportan los datos necesarios para el análisis de sensibilidad.

3.2 Cálculo del análisis de sensibilidad

Para la realización del análisis de sensibilidad del sistema es necesario calcular la

sensibilidad de cada parámetro individualmente ($S_{p_j}^{x_i}$) mediante las simulaciones propuestas, para lo cual se emplea la Ec. 16.

$$S_{p_j}^{x_i} = \frac{\frac{\Delta x_i}{x_{iNOM}}}{\frac{\Delta p_j}{p_{jNOM}}} \quad \text{Ec. 16}$$

$j = 1, 2, \dots, p$ (número de parámetros)

Donde:

$S_{p_j}^{x_i}$: Es la sensibilidad del parámetro p_j respecto de la variante x_i .

Δx_i : Es la variación de la variable de estado x_i cuando el parámetro p_j sufre una perturbación Δp_j .

x_{iNOM} : Es el valor nominal de x_i .

p_{jNOM} : Es el valor nominal de p_j .

Las consideraciones tenidas en cuenta para desarrollar el análisis de sensibilidad propuesto, se detallan a continuación

- La sensibilidad del parámetro p_j respecto de la variable de estado x_i ($S_{p_j}^{x_i}$) se obtiene modificando el parámetro p_j en la cantidad Δp_j^* , en sentido positivo y negativo, es decir, se realiza la simulación del sistema para dos valores del parámetro: $p_j + \Delta p_j^*$ y $p_j - \Delta p_j^*$.
- En este estudio se han considerado las concentraciones de DQO_S, sulfato, ácido acético, ácido propiónico y sulfuro en el efluente; DQO_T, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y alcalinidad en los fangos producidos; y caudal de biogás, caudal de metano y porcentaje del metano. Estas variables reflejan el comportamiento de los principales procesos que tienen lugar en un sistema anaerobio.

Dado que se trata de un análisis de sensibilidad local los resultados obtenidos sólo son válidos para el punto elegido dentro de todo el posible espacio de valores de los

parámetros. Por este motivo se considera muy importante que la elección del valor por defecto de los parámetros se realice teniendo en cuenta el sistema donde se va a aplicar el modelo. Los valores de los parámetros utilizados en el estudio son mostrados en la Tabla 10 y Tabla 12. Como se ha mencionado previamente los valores de este estudio fueron obtenidos por Durán (2013).

La metodología seguida para calcular las sensibilidades de cada uno de los parámetros se describe a continuación:

Sensibilidad individual parámetros analítica del agua

1. Se modifica el valor del parámetro p_j (AGV, DBO_{lim} , $\%DBO_{limsol}$, DQO_T , $\%DQO_{sol}$, X_{TSS} , $\%X_{VSS}$, S_{SO4}), sumando y restando el valor de Δp_j^* .
2. Se realiza la simulación con el valor del parámetro p_j y se obtienen los valores de las variables x_i (DQO_S , S_{SO4} , S_{H2S} , S_a , S_{PRO} , X_{TSS} , X_{VSS} , ALK , Q_{GAS} , Q_{CH4} , $\%CH_4$).
3. Se realizan las simulaciones con los parámetros variados. Con los valores obtenidos se puede calcular Δx_i . DESASS permite con facilidad hacer exportación de datos a formato EXCEL.
4. Se calcula la sensibilidad individual del parámetro p_j respecto de las 12 variables seleccionadas:

Efluente	$S_{p_j}^{DQO_S}, S_{p_j}^{S_{SO4}}, S_{p_j}^{S_{H2S}}, S_{p_j}^{S_a}, S_{p_j}^{S_{PRO}}$
Fangos	$S_{p_j}^{DQO_T}, S_{p_j}^{X_{TSS}}, S_{p_j}^{\%X_{VSS}}, S_{p_j}^{ALK}$
Gas	$S_{p_j}^{Q_{GAS}}, S_{p_j}^{Q_{CH4}}, S_{p_j}^{\%CH4}$

Estos cuatro pasos se repiten con cada uno de los parámetros de la caracterización del agua seleccionados. De esta manera se obtiene una matriz $S_{12 \times 8}$ compuesta de sensibilidades individuales $S_{p_j}^{x_i}$.

Para el cálculo específico de las sensibilidades individuales de los parámetros de las bacterias anaerobias se repiten los mismos 4 pasos descritos anteriormente con la

excepción particular que en paso 2 se debe contemplar los valores de p_j descritos en la Tabla 12.

Sensibilidad promedio

La sensibilidad individual permite analizar el efecto que ejerce cada parámetro sobre las variables de forma individual, sin embargo, la sensibilidad promedio δ_j permite determinar la importancia de cada parámetro p_j sobre todas las variables de estado considerados en el análisis. La medida de la sensibilidad δ_j se calcula para cada parámetro aplicando la Ec. 17.

$$\delta_j = \sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (S_{pj}^{xi})^2} \quad \text{Ec. 17}$$

Donde:

δ_j : Determina la sensibilidad promedio de la respuesta del modelo a una perturbación en el valor del parámetro p_j , dado que considera cuánto influye un parámetro en todas las variables analizadas.

N: Es el número de variables de estado consideradas en el análisis de sensibilidad en estado estacionario.

El cálculo de las sensibilidades individuales debe repetirse para cada una de las condiciones propuestas de temperatura y TRC, de este modo se obtienen como resultado nueve matrices de $S_{12 \times 36}$, además del cálculo de sensibilidad promedio para cada matriz.

Tras el cálculo de los análisis de sensibilidad promedio, se destacan los parámetros más significativos y se analiza el porqué de los resultados. Finalmente, se hace una comparación de resultados para establecer si pesa más hacer un muestreo exhaustivo y minucioso para alguna analítica en particular o realizar una calibración de algunos parámetros de forma más rigurosa según la condición de operación.

4 RESULTADOS Y ANÁLISIS

Tal y como se ha mencionado previamente, los datos obtenidos corresponden al resultado del conjunto de simulaciones realizadas para el análisis de sensibilidad de cada uno de los parámetros de analítica del agua, de los parámetros del modelo y adicionalmente, la combinación de estas simulaciones para tres diferentes temperaturas y tres diferentes TRC. Los resultados se presentan a continuación organizados de la siguiente manera:

4.1 Resultados de las simulaciones de partida: en primer lugar se presentan los resultados en estado estacionario de las simulaciones de partida referentes a aquellos casos donde se varían únicamente las condiciones de TRC y temperatura. Estas simulaciones servirán de base para posteriormente modificar los parámetros en los rangos establecidos.

En este apartado se detallan las principales características en estado estacionario de las salidas del sistema, además de las concentraciones de los microorganismos en el biorreactor.

4.2 Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Efluente: se presentan los valores obtenidos de sensibilidad individual ($S_{p_j}^{x_i}$), donde se observa el nivel de perturbación de cada variable de estado de la corriente del agua, debido a la variación de un único parámetro. Adicionalmente, se presentan los valores de sensibilidad promedio local (δ_j), término que considera cuánto influye la variación de un parámetro frente a todas las variables agrupadas exclusivamente de una corriente de salida, en este caso del efluente. Finalmente, se muestra una comparación entre los resultados obtenidos en los capítulos anteriores para apreciar cuáles parámetros y variables tienen mayor sensibilidad en el modelo y bajo cuáles condiciones de operación se presentan.

De igual forma en los capítulos 4.3 Análisis de sensibilidad individual y promedio en la Purga y 4.4 Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Biogás se presentan los resultados de las simulaciones de forma análoga al capítulo 4.2, pero enfocados a la línea de fangos y a la corriente de gas.

Los resultados presentados incluyen tanto los valores de análisis de sensibilidad de las analíticas del agua como de los parámetros cinéticos del modelo. Asimismo, se muestra la influencia del TRC y la temperatura de forma independiente.

En los capítulos 4.5 Resultados del análisis de sensibilidad promedio para la analítica del agua y 4.6 Resultados del análisis de sensibilidad promedio de los parámetros del modelo se presentan los valores de sensibilidad promedio (δ_j) de respuesta al modelo, el cual considera cuánto influye de forma general la variación de un parámetro frente a todas las variables de estado seleccionadas del sistema.

4.1 Resultados de las simulaciones de partida

Previo a la presentación de resultados se destaca un caso particular, el cual concierne al grupo de simulaciones realizadas a temperatura de 16 °C y TRC de 25 días, para el cual los resultados arrojan que el tiempo de retención celular del sistema es insuficiente a esa temperatura para que se lleve a cabo el crecimiento de arqueas metanogénicas y por tanto no haya producción de metano. Por el contrario, las simulaciones muestran una alta concentración de sulfatorreductoras heterótrofas y gran cantidad de sulfuro en el efluente. Bajo estas condiciones de operación no hay un adecuado funcionamiento del sistema y los resultados obtenidos para esta combinación serán excluidos de los análisis de sensibilidad. Se debe evitar trabajar en estas condiciones de operación.

A continuación se presentan los resultados de las simulaciones en los cuales se variaron los parámetros de operación temperatura y TRC en estado estacionario.

4.1.1 Resultados de las variables de estado en el Efluente

En primer lugar, se presentan las características del efluente en estado estacionario en la Tabla 13. En ella se muestra las cinco variables de estado pertenecientes a la línea de agua, además del metano disuelto, y sus respectivos valores al atravesar las membranas para las diferentes condiciones de operación.

Tabla 13. Resultados de los componentes del efluente en estado estacionario.

T (°C)	TRC (días)	DQO _{SOL} ² (mg DQO/l)	S _{CH4} (mg DQO/l)	SO ₄ (mg S/l)	H ₂ S (mg S/l)	S _a (mg DQO/l)	S _{PRO} (mg DQO/l)
16	40	55.76	39.77	13.90	47.33	8.22	5.70
16	55	53.99	53.39	17.47	46.69	6.33	4.93
22	25	54.65	40.69	17.16	42.98	7.78	5.54
22	40	52.79	55.73	22.80	41.86	5.49	4.66
22	55	52.21	60.66	26.53	40.76	4.59	4.34
28	25	52.22	53.31	27.28	37.67	5.30	4.75
28	40	51.69	57.80	31.43	36.58	4.18	4.35
28	55	51.56	59.37	33.38	35.99	3.72	4.19

De los resultados obtenidos las principales conclusiones son:

- El valor de DQO_{TOTAL} es igual a de DQO_{SOL}. El proceso de separación por membranas presenta un rendimiento muy superior al proceso de convencional de sedimentación ya que como resultado se obtiene un efluente libre de materia orgánica suspendida.
- La arqueas metanogénicas se ven beneficiadas a altos TRC y/o altas temperaturas por lo cual a medida que se aumentan estos valores se puede observar una disminución en el valor de la DQO soluble mientras que la producción de metano en el biorreactor aumenta.
- Al aumentar el TRC y/o la temperatura el sulfato en el efluente aumenta. Esto es porque se dan las condiciones para que crezcan en mayor proporción las bacterias metanogénicas sobre las sulfatorreductoras, de este modo el sulfato en el medio no es utilizado para su crecimiento y sale por el efluente.
- De forma opuesta al sulfato, el sulfuro disminuye a la salida cuando aumento TRC y/o temperatura, pues es un producto final de las bacterias sulfatorreductoras al consumir sulfato.
- Se observa que la cantidad de ácidos grasos volátiles disminuye cuando se aumenta el TRC y/o la temperatura pues al aumentar la temperatura se estimula la velocidad de crecimiento y por consiguiente de consumo de sustrato por parte de las bacterias de sistema. También al aumentar el TRC es más factible que se elimine más cantidad de materia orgánica biodegradable.

² El valor de DQO_{SOL} presentado no incluye la cantidad de metano disuelto en el efluente.

4.1.2 Resultados de las variables de estado en la purga

A continuación en la Tabla 14 se presentan los valores de las variables seleccionadas para la línea de fangos en estado estacionario para los diferentes TRC y temperaturas.

Tabla 14. Resultados generales en estado estacionario en los fangos producidos.

T (°C)	TRC (días)	DQO total (mg DQO/l)	SST (mg /l)	%SSV (%)	Alk (mg CaCO ₃ /l)
16	40	34540.53	25173.53	73.22	551.24
16	55	45050.82	33107.54	71.94	549.29
22	25	21696.71	15767.74	73.42	540.14
22	40	32146.37	23658.81	71.51	536.00
22	55	42328.27	31382.07	70.39	531.66
28	25	20106.46	14756.98	71.61	523.38
28	40	30294.90	22484.45	70.02	519.39
28	55	40379.64	30147.76	69.18	517.42

De los resultados obtenidos se puede observar que:

- Cuando se aumenta el TRC aumenta la DQO_{TOT} y sólidos suspendidos totales. Las bacterias permanecen más tiempo y por lo tal se acumula en el sistema bacterias y material inerte.
- Cuando se aumenta la temperatura disminuye la DQO_{TOT}, pues cuando se aumenta la temperatura aumenta la velocidad de los procesos biológicos, en especial las velocidades de crecimiento de las bacterias e hidrólisis por lo cual la DQO_{SUSP} disminuye.
- Cuando disminuye la temperatura aumenta la concentración SST (directamente la fracción volátil), de nuevo debido al estímulo de la temperatura a la velocidad de los procesos. Menor temperatura implica un menor crecimiento celular lo que conlleva menor consumo de sustrato, menor hidrólisis y menor muerte.
- El porcentaje de sólidos suspendidos volátiles disminuye a medida que aumenta el TRC pues hay más tiempo para mayor consumo de sustrato y se estabilicen los fangos.

- La alcalinidad disminuye ligeramente cuando aumenta el TRC y temperatura. Además, el valor de la alcalinidad es relativamente alta por lo cual no se presentan problemas de acidificación en el biorreactor.

Además de discutir los resultados presentados anteriormente propios de las salidas de un tratamiento, es necesario conocer las distintas condiciones en el interior del biorreactor para obtener el panorama completo del desarrollo de los procesos que se llevan a cabo en el biorreactor.

En la Tabla 15 se presentan los valores en estado estacionario de componentes destacados del sistema, incluidos las concentraciones de las bacterias involucradas. Se omiten los organismos acetogénicos (X_{PRO}) y metanogénicos hidrogenotróficos (X_{HMO}) debido a que a lo largo de las simulaciones su cantidad es cero o despreciable.

Tabla 15. Condiciones finales de componentes suspendidos del modelo a la salida del biorreactor anaerobio.

Componente		X_{AO}	X_{ACO}	X_{HSRO}	X_{ASRO}	X_S
T (°C)	TRC (días)	(mg DQO/l)	(mg DQO/l)	(mg DQO/l)	(mg DQO/l)	(mg DQO/l)
16	40	832.95	16.58	1152.98	356.00	2138.26
16	55	885.61	30.29	1167.41	397.30	2234.20
22	25	538.89	11.20	788.93	249.45	1390.03
22	40	589.27	24.46	802.41	295.83	1482.45
22	55	613.97	34.21	793.23	321.24	1526.74
28	25	382.33	16.31	539.11	209.56	965.16
28	40	406.96	24.70	542.95	238.93	1011.32
28	55	419.16	29.81	543.80	254.69	1033.77

Tras analizar los resultados en el biorreactor se tiene que:

- La producción de metano depende directamente de la concentración de arqueas metanogénicas acetotróficas en el biorreactor, pues la cantidad de arqueas hidrogenotróficas de metanogénicas es insignificante.
- Al aumentar el TRC, independientemente de cuál sea la temperatura, las bacterias están más tiempo, aumenta su concentración, degradan más sustrato y producen más metano.

- Por otro lado al aumentar la temperatura, independiente del TRC, las bacterias crecen más rápido pero también mueren más rápido. Además, la velocidad de degradación también aumenta. Por lo cual para degradar la misma cantidad de sustrato es necesario menor cantidad de microorganismos.
- La concentración de las X_{ACO} se ve mayormente afectada por la perturbación en los valores de TRC que por los de temperatura.

4.1.3 Resultados de las variables de estado en el Biogás

En la Tabla 16 se presentan los valores en estado estacionario de las variables de estado seleccionadas pertenecientes a la corriente de gas.

Tabla 16. Resultados generales en estado estacionario para biogás generado.

T (°C)	TRC (días)	Q gas (m ³ /d)	%CH ₄ (%)	Q CH ₄ (m ³ /d)
16	40	307.95	36.08	111.11
16	55	660.48	48.92	323.09
22	25	436.21	42.15	183.84
22	40	1023.07	57.52	588.50
22	55	1392.25	62.74	873.53
28	25	1301.91	61.41	799.48
28	40	1823.16	66.52	1212.76
28	55	2079.20	68.33	1420.76

Para la corriente de biogás se puede concluir lo siguiente:

- A mayor temperatura y TRC aumenta la producción de metano en el sistema y por consiguiente de la cantidad de biogás. Esto está sujeto al desempeño de las arqueas metanogénicas en el biorreactor.
- Otros componentes del biogás que se ven afectados, en menor medida, son S_{CO_2} , S_{N_2} que de igual forma a mayor TRC y temperatura aumenta su cantidad. De igual forma la cantidad de S_{H_2S} , S_{H_2} , S_{NH_3} aumentan pero de manera despreciable (Figura 12).

- El S_{N2} proviene del agua de entrada que se asume saturado, por lo tanto a mayor temperatura menor cantidad de nitrógeno gas entra y por eso disminuye su porcentaje en el biogás.

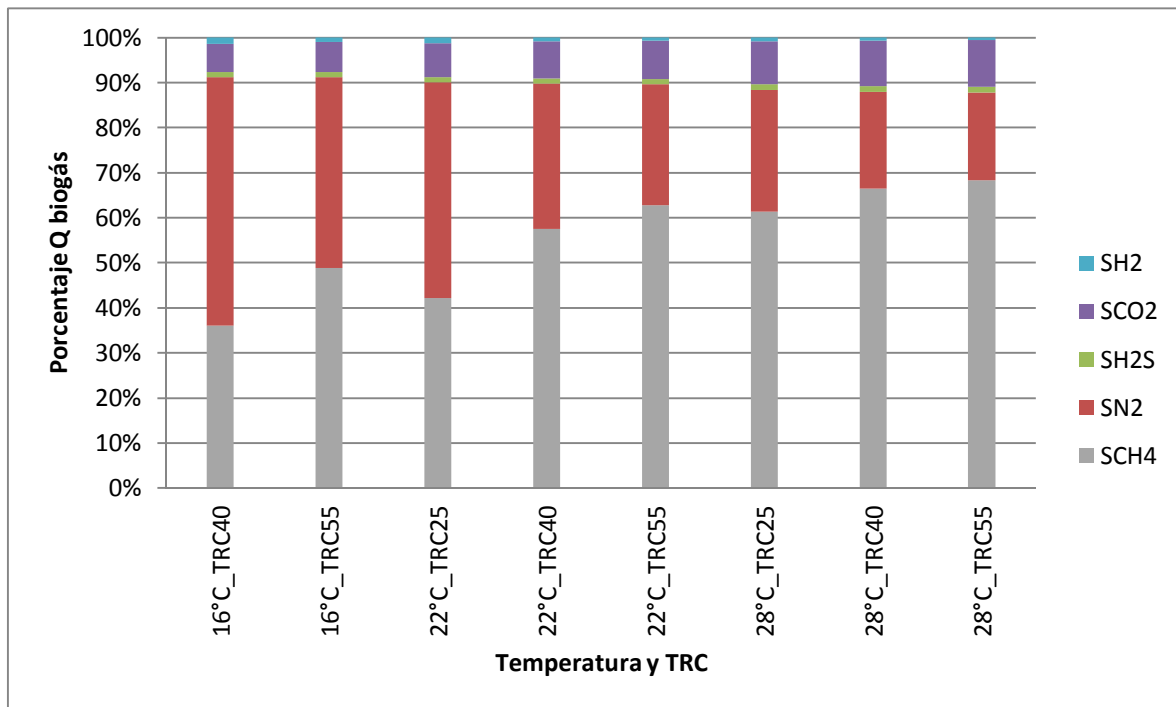


Figura 12. Porcentaje de los componentes en el biogás – Diferentes Temperaturas y TRC.

Con base en los resultados obtenidos de las simulaciones de partida en las salidas del sistema y en el biorreactor y su descripción, se procede a la presentación de los resultados de los cálculos de análisis de sensibilidad.

4.2 Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Efluente

En los siguientes apartados se presentan los resultados de análisis de sensibilidad individual y sensibilidad promedio exclusivamente del efluente. Inicialmente se presentan los resultados calculados para temperatura y TRC intermedias que corresponden a 22 °C y 40 días. Posteriormente, se muestran los datos obtenidos al variar la temperatura y el TRC por separado para observar el efecto de estas condiciones en el sistema.

4.2.1 Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en el efluente

En la Tabla 17 se muestran los valores obtenidos de sensibilidad individual y promedio de la analítica del agua con respecto al efluente a temperatura y TRC intermedias.

Tabla 17. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
SO ₄	0.544	0.951	0.749	0.084	0.994	0.742
DBO _{lim}	0.105	0.904	0.513	0.186	1.021	0.659
DQO	0.940	0.000	0.000	0.000	0.000	0.420
%DQO _{SOL}	0.940	0.000	0.000	0.000	0.000	0.420
%DBO _{limSOL}	0.790	0.020	0.007	0.039	0.003	0.354
AGV	0.005	0.021	0.016	0.014	0.025	0.018
%SSV	0.006	0.001	0.001	0.001	0.000	0.003
SST	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Para el presente análisis de resultados en primer lugar se expone en orden de importancia las analíticas del agua sobre el efluente. Posteriormente, presentar las variables de estado según el nivel de impacto debido a la variación de las analíticas.

Como se puede observar en la tabla anterior la analítica que más sensibilidad tiene en el efluente bajo estas condiciones de TRC y temperatura es el sulfato, el cual afecta en gran medida a casi todas las variables de estado. La concentración de sulfato influye directamente en el crecimiento de los microorganismos involucrados, especialmente de las bacterias sulfatorreductoras y arqueas metanogénicas, por lo cual el sulfato actúa en el sustrato consumido (DQO, SO₄, S_{PRO}) y en los productos finales (H₂S).

La DBO_{lim} es el siguiente parámetro más sensible frente a las características del efluente, principalmente afecta los valores de sulfato y ácido propiónico. El aumento de sustrato en la entrada (incluido el propiónico) permite mayor crecimiento de biomasa y por tanto se ve reducción en el sulfato sobrante en el efluente.

Por otra parte, la DQO y el porcentaje de DQO soluble solo afectan al resultado de DQO soluble en el efluente debido a que la variación de estos parámetros se efectúa sobre a la fracción no biodegradable la cual no afecta a ningún proceso del sistema.

La variación del porcentaje de DBO_{limSOL} responde a la variación de la fracción de materia orgánica no biodegradable por lo cual tiene influencia en la cantidad de DQO soluble en la salida. No obstante, también hay variación en la fracción biodegradable por lo cual afecta la cantidad de sustrato utilizable por los microorganismos existentes.

Con respecto a la concentración de SST y porcentaje de SSV se observa que su sensibilidad en el efluente es prácticamente nula. La cantidad de DQO y DBO_{lim} en el agua de entrada se conserva. Adicionalmente, hay retención del 100% de sólidos en el permeado.

La variable de estado del efluente que presenta el mayor cambio ante la perturbación de las analíticas fue la DQO_{SOL} , la cual sufre alteraciones proporcionales por la variación de DQO, porcentaje de DQO_{SOL} y porcentaje de DBO_{limSOL} en el afluente.

La segunda variable de estado que se ve más afectada es el ácido propiónico principalmente por la variación de DBO_{lim} y sulfato. En el caso de la DBO_{lim} se observa que al aumentar la cantidad materia orgánica en el agua aumenta la hidrólisis y por consiguiente aumenta la generación de ácido propiónico, aunque debido a la ausencia de bacterias acetogénicas no hay competencia por consumo de S_{PRO} . Con respecto al efecto de la variación de sulfato, se obtiene que a mayor cantidad de sulfato en la entrada se tiene menor cantidad de propiónico en el efluente, esto porque la concentración de SO_4 permite que un tipo sulfatorreductoras heterótrofas crezca utilizando el ácido propiónico como sustrato.

El sulfato en el efluente es la siguiente variable de estado en orden descendente, en especial al variar sulfato y DBO_{lim} . Al aumentar la cantidad de sulfato en la entrada del sistema la variación de éste es proporcional estando más cantidad remanente tras el permeado. Por otra parte, se observa que con la disminución de la DBO_{lim} se obtiene mayor cantidad de sulfato en el efluente y viceversa. El tener menos sustrato

en el sistema para los diferentes tipos de microorganismos limita el crecimiento de todos los grupos, incluido el crecimiento de las sulfatorreductoras por lo cual no hay tanto uso de sulfato.

La variable del sulfuro es la siguiente variable afectada del efluente. Está directamente relacionada con la cantidad de sulfato y bacterias sulfatorreductoras en el agua. Al aumentar la cantidad de sulfato, éste es utilizado como aceptor de electrones siendo reducido a sulfuro. En menor proporción el sulfuro se ve afectado por la DBO_{lim} . Entre menos sustrato haya en el tratamiento menor es la producción de sulfuro.

El ácido acético es la variable que muestra cambios mínimos frente a los cambios de las analíticas del agua. No importa la variación existe un alto consumo de propiónico en el sistema.

Los valores de sensibilidad arrojados en el efluente son parcialmente bajos, si se considera que la gran mayoría es menor que uno, lo que indicaría que el nivel de perturbación de la variable es inferior al nivel de la modificación del parámetro.

4.2.1.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el efluente

Una vez presentados los resultados de sensibilidad con respecto al efluente a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 18 y Tabla 19 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 18. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
SO ₄	1,3774	0,4877	0,7466	0,0984	0,9445	0,8478
DBO _{lim}	0,8160	0,5803	0,5490	0,1978	1,0745	0,7068
DQO	1,0698	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,4785
%DQO _{SOL}	1,0698	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,4784
%DBO _{limSOL}	0,8620	0,0164	0,0069	0,0293	0,0099	0,3858
AGV	0,0094	0,0141	0,0139	0,0119	0,0262	0,0162
%SSV	0,0002	0,0003	0,0015	0,0010	0,0008	0,0009
SST	0,0000	0,0001	0,0005	0,0003	0,0002	0,0003

Tabla 19. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ _j
SO ₄	0,3121	1,2700	0,6919	0,0709	0,9807	0,7945
DBO _{lim}	0,1034	1,0976	0,5943	0,1841	0,9523	0,7085
DQO	0,9038	0,0000	0,0004	0,0002	0,0002	0,4042
%DQO _{SOL}	0,9037	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,4041
%DBO _{limSOL}	0,7612	0,0225	0,0052	0,0438	0,0091	0,3412
AGV	0,0037	0,0252	0,0182	0,0144	0,0230	0,0185
%SSV	0,0005	0,0002	0,0019	0,0012	0,0010	0,0011
SST	0,0001	0,0000	0,0004	0,0002	0,0002	0,0002

La analítica cuya sensibilidad se ve más afectada por los cambios de TRC es la DBO_{lim}, la cual afecta altamente a la DQO_{SOL} a la salida. En general se encuentra que para altos TRC disminuye la sensibilidad de la DBO_{lim}. La concentración de MO tiende a cero de manera no lineal a medida que se aumenta el TRC, después de cierto punto el aumento de TRC no se refleja en la eliminación de MO pues ya la gran mayoría ésta ha sido degradada.

En TRC altos el efecto de la DBO_{lim} sobre el sulfato en el afluente es mayor que a TRC bajos. A TRC altos se ven beneficiadas las arqueas metanogénicas, además si se incrementa el sustrato se incrementa la concentración de microorganismos beneficiados lo que conlleva a que haya menor consumo de sulfato. La situación inversa pasa a menores TRC donde se ven beneficiadas las sulfatorreductoras las cuales consumen mayor cantidad de sustrato y por tal de sulfato.

La siguiente analítica que más modifica su sensibilidad por el cambio en TRC es el sulfato, que afecta a la DQO_{SOL} y al SO₄ en el efluente. El consumo de sulfato es ampliamente mayor a TRC bajos, condiciones que benefician las bacterias sulfatorreductoras. Al encontrarse en condiciones más favorables la concentración de sustrato no es tan determinante en el resultado final.

En general para el resto de parámetros se conserva la misma pauta, siendo el sulfato y la DBO_{lim} las características que predominan en los resultados del efluente. Adicionalmente, se encuentra que el efecto del TRC en las demás analíticas es leve.

4.2.1.2 Efectos de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el efluente

En las Tabla 20 y Tabla 21 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio de las analíticas del agua para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 40 días y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 20. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ _j
SO ₄	1,6545	0,3678	0,6833	0,1343	0,8823	0,9095
DBO _{lim}	1,1493	0,4710	0,4285	0,1932	1,0852	0,7670
DQO	1,0678	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001	0,4775
%DQO _{SOL}	1,0677	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,4775
%DBO _{limSOL}	0,8527	0,0128	0,0078	0,0283	0,0095	0,3816
AGV	0,0101	0,0121	0,0129	0,0113	0,0261	0,0157
%SSV	0,0002	0,0001	0,0007	0,0005	0,0004	0,0005
SST	0,0001	0,0001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0002

Tabla 21. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ _j
SO ₄	0,1715	1,5421	0,5869	0,0466	0,9234	0,8493
DBO _{lim}	0,2889	1,2040	0,7218	0,1886	0,8444	0,7487
DQO	0,9317	0,0000	0,0007	0,0003	0,0003	0,4167
%DQO _{SOL}	0,9317	0,0000	0,0002	0,0000	0,0000	0,4166
%DBO _{limSOL}	0,7884	0,0245	0,0038	0,0470	0,0129	0,3534
AGV	0,0025	0,0275	0,0217	0,0155	0,0209	0,0195
%SSV	0,0007	0,0001	0,0023	0,0016	0,0014	0,0014
SST	0,0001	0,0000	0,0005	0,0003	0,0003	0,0003

Las sensibilidades de las analíticas que más se vieron afectadas debido al cambio en la temperatura fueron las correspondientes al sulfato y a la DBO_{lim}. Las cuales tienen un fuerte impacto a altas temperaturas con respecto al sulfato remanente presente tras el permeado; asimismo, las sensibilidades del sulfato y la DBO_{lim} tienen un fuerte impacto a bajas temperaturas, pero en este caso, con respecto a la materia orgánica en el efluente. Lo anterior obedece a que las temperaturas elevadas favorecen al crecimiento de las arqueas metanogénicas sobre las bacterias sulfatorreductoras, favoreciendo así la eliminación de materia orgánica y reduciendo

el consumo de sulfato, caso contrario a bajas temperaturas donde aumenta considerablemente el consumo de sulfato y disminuye la eliminación de MO. Dicho así, se obtiene que la variación de las características del agua influye significativamente en el crecimiento de un determinado tipo de microorganismos en condiciones desfavorables.

La temperatura también influye en la reducción de sulfato a sulfuro. La diferencia entre lo consumido a bajas temperaturas con respecto a las altas temperaturas es cuantiosa. Sin importar la cantidad de sulfato que haya en el sistema, a medida que baja la temperatura es posible aumentar la proporción de sulfato consumido, mientras que si la temperatura aumenta queda mayor cantidad de sulfato remanente en el agua.

Aunque los resultados no arrojaron que el ácido sulfhídrico en el efluente fuese una variable de estado significativa se puede observar su comportamiento como indicador de la competencia de microorganismos. En la (Figura 13) se ve la influencia de la DBO_{lim} a altas temperaturas y del sulfato a bajas evidenciando que las bajas temperaturas benefician las sulfatorreductoras. El sulfuro permanece invariante ante la modificación del resto de parámetros, solo es sensible a la DBO_{lim} y sulfato.

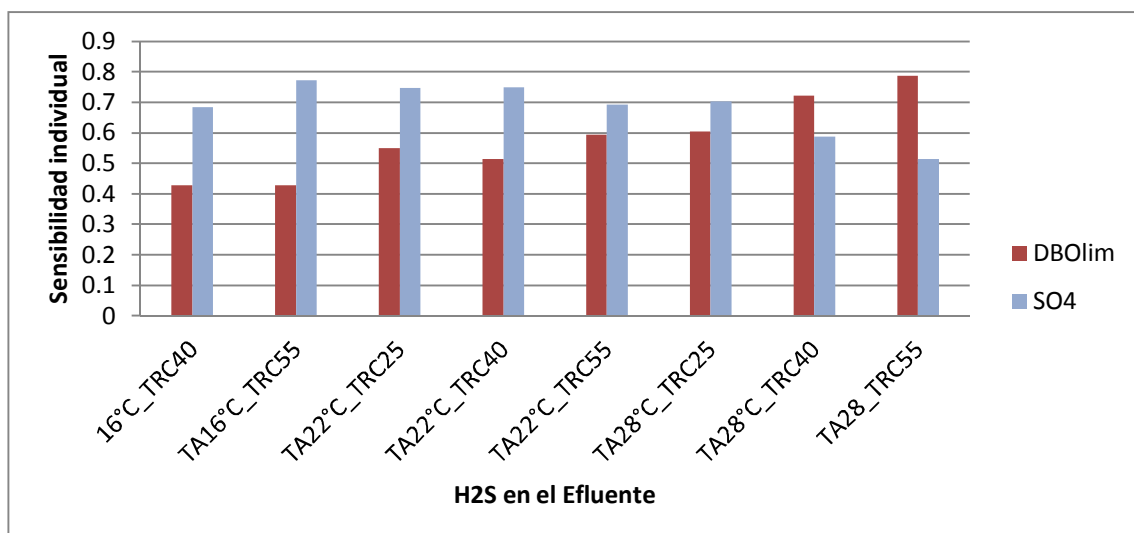


Figura 13. Sensibilidad individual del Ácido sulfhídrico en diferentes Temperaturas y TRC.

Al variar la temperatura se conserva el patrón de orden de las sensibilidades de las analíticas. En general se tiene que a menor temperatura las variables son más sensibles que a mayores temperaturas en el efluente.

4.2.2 Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en el efluente

En la Tabla 22 se muestran los valores, de mayor a menor, obtenidos de sensibilidad individual y promedio del efluente de los parámetros del modelo a temperatura y TRC intermedias.

Tabla 22. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{ACO}	0.3432	2.7970	0.6235	1.5856	0.5608	1.4939
μ_{HSRO}	0.4344	2.8493	0.6282	0.0762	0.8645	1.3751
$K_{T,ACO}$	0.2988	2.4047	0.5270	1.3804	0.5007	1.2888
$K_{a,ACO}$	0.2446	2.0211	0.4515	1.0874	0.3644	1.0643
b_{HSRO}	0.3684	2.1948	0.4722	0.0531	0.6684	1.0607
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.3172	2.0244	0.4456	0.0543	0.6035	0.9762
b_{ACO}	0.1997	1.6317	0.3639	0.8857	0.3044	0.8616
$K_{T, HSRO}$	0.1460	1.2497	0.2965	0.0469	0.2970	0.5935
$K_{SO_4, HSRO}$	0.1394	0.7975	0.1733	0.0204	0.2349	0.3850
Y_{HSRO}	0.0794	0.2692	0.0784	0.0182	0.2754	0.1795
Y_{AO}	0.0839	0.2140	0.1129	0.0348	0.2343	0.1560
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0597	0.2218	0.0074	0.0028	0.2200	0.1423
Y_{ASRO}	0.0284	0.0996	0.0358	0.0109	0.1052	0.0681
$K_{n, AO}$	0.0593	0.0629	0.0393	0.0159	0.0729	0.0540
$K_{x, AO}$	0.0560	0.0612	0.0395	0.0157	0.0713	0.0525
b_{AO}	0.0222	0.0160	0.0086	0.0115	0.0224	0.0171
$K_{T, ASRO}$	0.0237	0.0148	0.0068	0.0023	0.0175	0.0151
μ_{AO}	0.0028	0.0070	0.0036	0.0019	0.0076	0.0051
b_{ASRO}	0.0053	0.0011	0.0015	0.0083	0.0028	0.0047
μ_{ASRO}	0.0067	0.0012	0.0007	0.0006	0.0011	0.0031
$K_{F,AO}$	0.0039	0.0008	0.0012	0.0044	0.0010	0.0027
Y_{ACO}	0.0016	0.0011	0.0010	0.0007	0.0004	0.0010
$K_{SO_4, ASRO}$	0.0018	0.0004	0.0002	0.0002	0.0003	0.0009
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{H_2, MET}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ _j
Y _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{H2, SBR}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Los parámetros más sensibles con respecto a las variables del efluente corresponden tanto a las arqueas metanogénicas acetotróficas como a las bacterias sulfatorreductoras heterótrofas. En las Ec. 18 y Ec. 19 se observan las cinéticas de crecimiento de ambos microorganismos y se evidencia la importancia de cada uno de estos parámetros en la competencia por sustrato que se lleva a cabo entre ellas.

El primero de estos parámetros es la velocidad máxima de crecimiento. Aumentar la velocidad de crecimiento específico de cualquier microorganismo beneficia a dicho microorganismo, por tal al aumentar $\mu_{ACO,máx}$ favorece a las arqueas en la competencia por el acetato y queda mayor cantidad sulfato sobrante en el sistema. Caso contrario pasa con las sulfatorreductoras, que al aumentar $\mu_{HSRO,máx}$ será favorecido y consumirá sulfato y ácido acético en mayor proporción a la condición original.

$$r = \mu_{ACO,máx} \cdot \frac{S_{Ac}}{K_{Ac} + S_{Ac}} \cdot (\dots) \cdot X_{ACO} \quad \text{Ec. 18}$$

$$r = \mu_{HSRO,máx} \cdot \frac{S_{SO4}}{K_{SO4} + S_{SO4}} \cdot \frac{S_{Ac}}{K_{Ac} + S_{Ac}} \cdot (\dots) \cdot X_{HSRO} \quad \text{Ec. 19}$$

$$\begin{aligned} \mu_{máx}(T) &= \mu_{máx}(20) \cdot K_T^{T-20} \\ K(T) &= K(20) \cdot \eta^{T-20} \end{aligned} \quad \text{Ec. 20}$$

El siguiente parámetro en importancia es la constante de semisaturación del acético. Cuanto más pequeño sea este parámetro el factor de Monod será más cercano a uno, por lo cual se verá menos afectado por la limitación de sustrato. Cabe resaltar en este punto que la constante de semisaturación de las arqueas es inferior que el de las bacterias.

Así pues al aumentar la constante de semisaturación de cualquier microorganismo de manera independiente, éste se verá más limitado, por lo cual si se aumenta en el

caso de las arqueas se ve limitado más rápidamente por lo cual crecen las sulfatorreductoras y hay mayor consumo de sulfato y viceversa.

En tercer lugar se tiene la influencia de la constante de temperatura en los procesos cinéticos. Como se presenta en la Ec. 20, afecta de manera directa al valor máximo de velocidad de crecimiento de las bacterias (además de afectar a otras velocidades de las bacterias dependiendo del proceso).

Finalmente los últimos parámetros que ejercen alta influencia en el sulfato del efluente son las velocidades específicas de muerte. Al elevar la correspondiente velocidad de muerte el microorganismo morirá más rápidamente permitiendo que el otro se favorezca en búsqueda del sustrato.

$$r = b_{ACO} \cdot X_{ACO} \quad \text{Ec. 21}$$

$$r = b_{HSRO} \cdot X_{HSRO} \quad \text{Ec. 22}$$

El sulfato en el efluente es la variable en la cual repercutió más la modificación de los valores de los parámetros, altamente influenciado por los parámetros ya explicados, referenciado a la competencia entre arqueas metanogénicas y sulfatorreductoras.

La siguiente variable más sensible es el S_a , influenciada en mayor proporción por parámetros relativos a las arqueas metanogénicas. En primera instancia se tiene la constante de velocidad de crecimiento, posteriormente la constante de temperatura seguida de la constante de semisaturación del mismo, finalmente seguida de la velocidad de muerte. Queda establecido pues la gran importancia del S_a en los diferentes procesos de las arqueas acetotróficas sobre las sulfatorreductoras que prefieren otros sustratos.

La alteración de estos parámetros no influye en gran medida a los resultados de DQO. Aunque a mayor crecimiento de metanogénicas hay más degradación de MO, en el proceso de crecimiento de ambos tipos de microorganismos hay eliminación de materia orgánica por lo que se ve un leve impacto en la variable DQO.

Debido a la ausencia de las bacterias acetogénicas y de las arqueas metanogénicas hidrogenotróficas en este caso en particular ha sido imposible calcular su sensibilidad en el sistema

4.2.2.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el efluente

Una vez presentados los resultados de sensibilidad en el efluente a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 23 y Tabla 24 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 23. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{ACO}	0.6160	2.8926	0.4253	1.7557	0.9853	1.6112
μ_{HSRO}	0.7063	2.9047	0.4190	0.0635	0.5228	1.3703
$K_{T,ACO}$	0.6723	3.1307	0.4599	1.9587	1.1067	1.7622
$K_{a,ACO}$	0.3926	1.8482	0.2712	1.0673	0.5936	1.0134
b_{HSRO}	0.5481	1.9440	0.2605	0.0329	0.3792	0.9265
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.4616	1.8340	0.2621	0.0400	0.3606	0.8691
b_{ACO}	0.2823	1.3128	0.1922	0.7747	0.4359	0.7253
$K_{T, HSRO}$	0.3189	1.7584	0.2864	0.0583	0.2262	0.8161
$K_{SO_4, HSRO}$	0.2587	0.9443	0.1316	0.0182	0.1742	0.4487
Y_{HSRO}	0.3201	0.1753	0.0704	0.0294	0.3071	0.2160
Y_{AO}	0.3101	0.1512	0.1103	0.0455	0.2750	0.2044
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.1042	0.0360	0.0405	0.0086	0.0627	0.0597
Y_{ASRO}	0.1000	0.0559	0.0291	0.0133	0.1005	0.0696
$K_{n, AO}$	0.1771	0.0606	0.0486	0.0243	0.1138	0.1009
$K_{x, AO}$	0.1720	0.0591	0.0473	0.0237	0.1111	0.0982
b_{AO}	0.0503	0.0148	0.0114	0.0122	0.0314	0.0283
$K_{T, ASRO}$	0.0410	0.0122	0.0083	0.0038	0.0232	0.0221
μ_{AO}	0.0108	0.0057	0.0049	0.0027	0.0099	0.0075
b_{ASRO}	0.0048	0.0012	0.0007	0.0069	0.0022	0.0039
μ_{ASRO}	0.0101	0.0005	0.0008	0.0008	0.0017	0.0046
$K_{F,AO}$	0.0033	0.0008	0.0005	0.0037	0.0009	0.0023
Y_{ACO}	0.0024	0.0003	0.0005	0.0003	0.0002	0.0011
$K_{SO_4, ASRO}$	0.0032	0.0002	0.0003	0.0002	0.0006	0.0015

Tabla 24. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{ACO}	0.2377	2.5476	0.7133	1.5183	0.3230	1.3759
μ_{HSRO}	0.3217	2.5952	0.7244	0.0799	1.0687	1.3047
$K_{T,ACO}$	0.1749	1.8421	0.5137	1.0884	0.2353	0.9928
$K_{a,ACO}$	0.1761	1.9242	0.5397	1.0949	0.2043	1.0262
b_{HSRO}	0.2860	2.1527	0.5892	0.0615	0.8746	1.0800
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.2459	1.9500	0.5407	0.0593	0.7716	0.9751
b_{ACO}	0.1554	1.6890	0.4731	0.9624	0.1855	0.9012
$K_{T, HSRO}$	0.0837	0.9023	0.2658	0.0374	0.3004	0.4435
$K_{SO_4, HSRO}$	0.0900	0.6694	0.1837	0.0190	0.2663	0.3350
Y_{HSRO}	0.0209	0.3235	0.0991	0.0150	0.2477	0.1879
Y_{AO}	0.0267	0.2450	0.1274	0.0310	0.2055	0.1550
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0505	0.3954	0.0707	0.0113	0.2976	0.2248
Y_{ASRO}	0.0080	0.1312	0.0476	0.0107	0.1044	0.0782
$K_{n, AO}$	0.0351	0.0576	0.0319	0.0119	0.0512	0.0408
$K_{x, AO}$	0.0342	0.0560	0.0314	0.0116	0.0499	0.0398
b_{AO}	0.0149	0.0145	0.0079	0.0117	0.0176	0.0137
$K_{T, ASRO}$	0.0071	0.0165	0.0072	0.0025	0.0140	0.0107
μ_{AO}	0.0043	0.0070	0.0056	0.0023	0.0065	0.0054
b_{ASRO}	0.0053	0.0022	0.0015	0.0089	0.0031	0.0050
μ_{ASRO}	0.0016	0.0011	0.0015	0.0008	0.0007	0.0012
$K_{F,AO}$	0.0037	0.0015	0.0007	0.0050	0.0015	0.0030
Y_{ACO}	0.0012	0.0018	0.0002	0.0004	0.0010	0.0011
$K_{SO_4, ASRO}$	0.0014	0.0004	0.0000	0.0001	0.0003	0.0007

En su mayoría la variación de sensibilidades promedio fue leve, manteniéndose los valores referentes a las X_{ACO} y X_{HSRO} como los parámetros de mayor influencia. No obstante, se puede observar que a TRC más bajos tienen mayor sensibilidad los parámetros pertenecientes a las arqueas mientras que a elevados TRC tienen mayor influencia los parámetros respectivos a las sulfatorreductoras en las variables seleccionadas del efluente.

Sin embargo, los resultados de la sensibilidad promedio por la variación de TRC no revelan las siguientes particularidades:

- Las sensibilidades individuales de los parámetros de crecimiento y semisaturación de las arqueas metanogénicas y de las bacterias sulfatorreductoras tienen valores muy cercanos cuando están a elevados TRC o cuando están a bajos TRC con respecto a las tres primeras variables de

estado. Siendo, los valores de sensibilidad con respecto al ácido acético y al ácido propiónico variables los que marcan la diferencia en la sensibilidad promedio.

- Los valores de sensibilidad de los parámetros correspondientes a las arqueas metanogénicas con respecto a los ácidos son mucho mayores a TRC bajos, condiciones que benefician el crecimiento de las sulfatorreductoras. Por el contrario, los parámetros de las bacterias sulfatorreductoras con respecto a los ácidos no sufren mayor alteración por cambios de TRC.
- De forma genérica las sensibilidades individuales de los parámetros respecto del sulfato disminuyen a bajos TRC, condiciones que favorecen la eliminación de sulfato.
- Los valores de sensibilidad con respecto a la DQO soluble y S_a aumentan a bajos TRC, condiciones desfavorables para su eliminación.

4.2.2.2 Efecto de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el efluente

En las Tabla 25 y Tabla 26 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio del efluente para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 40 días y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 25. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{ACO}	0.5796	2.6886	0.3015	1.7729	1.1663	1.5594
μ_{HSRO}	0.6478	2.6807	0.2917	0.0629	0.3422	1.2499
$K_{T,ACO}$	1.2769	6.3729	0.7315	4.1516	2.6301	3.6588
$K_{a,ACO}$	0.3620	1.6812	0.1877	1.0577	0.6946	0.9585
b_{HSRO}	0.5368	1.8917	0.1877	0.0360	0.2741	0.8920
$K_{a,K_{PRO}(HSRO)}$	0.4138	1.6682	0.1800	0.0391	0.2534	0.7813
b_{ACO}	0.2578	1.1880	0.1324	0.7640	0.5045	0.6831
$K_{T,HSRO}$	0.4323	2.8828	0.3785	0.1023	0.2198	1.3191
$K_{SO4,HSRO}$	0.2060	1.0083	0.1155	0.0271	0.1003	0.4654
Y_{HSRO}	0.4210	0.1454	0.0585	0.0255	0.2971	0.2412
Y_{AO}	0.4151	0.1296	0.1017	0.0421	0.2733	0.2349
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.1273	0.0202	0.0430	0.0086	0.0456	0.0642
Y_{ASRO}	0.1248	0.0453	0.0252	0.0117	0.0951	0.0741
$K_{n,AO}$	0.2151	0.0503	0.0437	0.0219	0.1090	0.1123

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
K _{x, AO}	0.2040	0.0491	0.0425	0.0213	0.1064	0.1073
b _{AO}	0.0566	0.0123	0.0106	0.0114	0.0304	0.0301
K _{T, ASRO}	0.0908	0.0206	0.0148	0.0078	0.0433	0.0465
μ_{AO}	0.0163	0.0049	0.0042	0.0023	0.0092	0.0089
b _{ASRO}	0.0070	0.0008	0.0011	0.0065	0.0020	0.0044
μ_{ASRO}	0.0093	0.0000	0.0008	0.0007	0.0016	0.0043
K _{F, AO}	0.0048	0.0006	0.0008	0.0034	0.0007	0.0027
Y _{ACO}	0.0024	0.0002	0.0005	0.0003	0.0002	0.0011
K _{SO₄, ASRO}	0.0032	0.0001	0.0003	0.0002	0.0006	0.0015

Tabla 26. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{ACO}	0.1549	2.2053	0.8155	1.4880	0.0704	1.2467
μ_{HSRO}	0.2418	2.2375	0.8214	0.0663	1.3206	1.2238
K _{T, ACO}	0.3782	4.7656	1.7193	4.6648	1.1142	3.1245
K _{a, ACO}	0.1157	1.6783	0.6237	1.0963	0.0191	0.9404
b _{HSRO}	0.2177	1.8712	0.6803	0.0514	1.0825	1.0184
K _{a, K_{PRO}(HSRO)}	0.1913	1.7295	0.6338	0.0505	0.9708	0.9354
b _{ACO}	0.1046	1.5428	0.5665	1.0043	0.0195	0.8627
K _{T, HSRO}	0.2606	3.1949	1.2437	0.1295	2.1012	1.8030
K _{SO₄, HSRO}	0.0702	0.4969	0.1758	0.0106	0.3104	0.2754
Y _{HSRO}	0.0053	0.3604	0.1368	0.0139	0.2154	0.1976
Y _{AO}	0.0130	0.2627	0.1509	0.0304	0.1778	0.1578
f _{AC} +f _{PRO} (AO)	0.0414	0.5484	0.1678	0.0168	0.3220	0.2948
Y _{ASRO}	0.0025	0.1585	0.0681	0.0112	0.0994	0.0892
K _{n, AO}	0.0245	0.0574	0.0341	0.0109	0.0415	0.0372
K _{x, AO}	0.0242	0.0560	0.0334	0.0106	0.0405	0.0363
b _{AO}	0.0118	0.0144	0.0072	0.0118	0.0149	0.0123
K _{T, ASRO}	0.0428	0.0777	0.0444	0.0131	0.0543	0.0509
μ_{AO}	0.0015	0.0045	0.0086	0.0012	0.0053	0.0050
b _{ASRO}	0.0039	0.0021	0.0007	0.0099	0.0040	0.0052
μ_{ASRO}	0.0060	0.0053	0.0020	0.0007	0.0017	0.0038
K _{F, AO}	0.0022	0.0014	0.0014	0.0057	0.0023	0.0031
Y _{ACO}	0.0006	0.0024	0.0000	0.0004	0.0010	0.0012
K _{SO₄, ASRO}	0.0027	0.0006	0.0029	0.0007	0.0007	0.0019

En este caso se presenta una particularidad en los valores de sensibilidad promedio. Anteriormente, al incrementar la temperatura aumentaba (o disminuía) el valor de sensibilidad de un cierto parámetro y al incrementar de nuevo el valor de la sensibilidad seguía la misma tendencia, en mayor o menor proporción, es este caso

no se conserva ese patrón. Para la gran mayoría de parámetros sensibles, el valor máximo o mínimo se encuentra en la temperatura intermedia como se ve en la Figura 14.

De igual forma se aprecia que los parámetros más altamente afectados por la variación de la temperatura son las constantes del mismo nombre, cuyo valor es ampliamente afectado a medida que se aleja de 20 °C (como se ve en la Ec. 20). De igual forma se observa que no es una ecuación lineal y dependiendo del proceso y la variable de estado que se esté analizando puede ser más sensible a bajas o altas temperaturas.

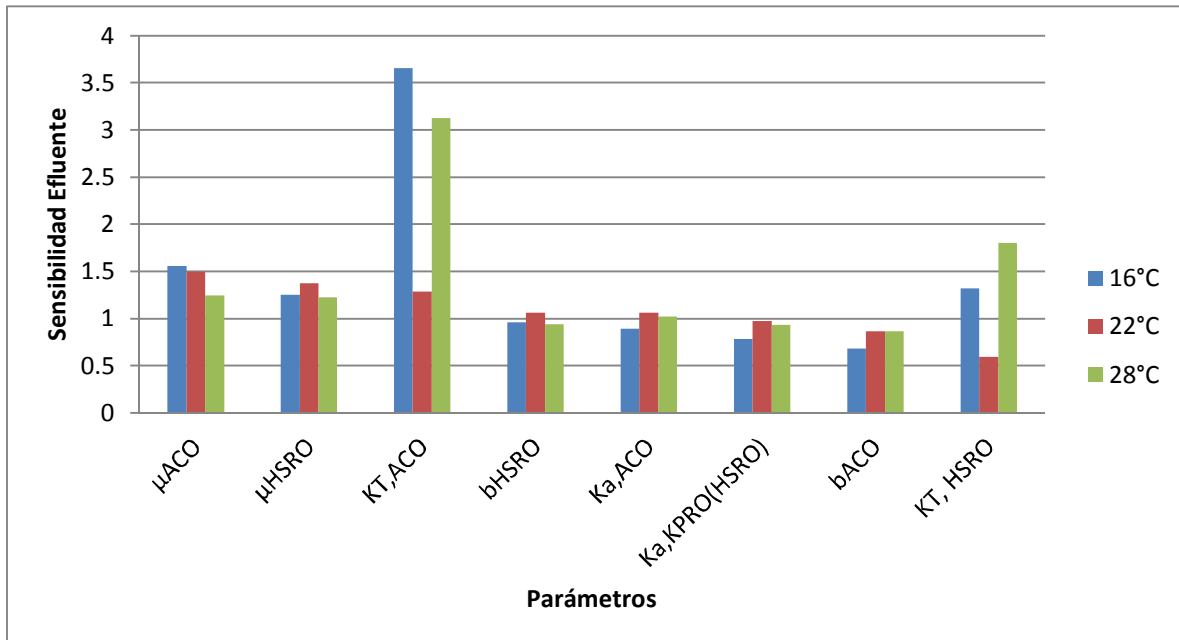


Figura 14. Variación de la sensibilidad del efluente debido a la temperatura.

De forma similar al efecto del TRC, los resultados de las sensibilidades promedio no precisan la totalidad de particularidades que se desarrollan debido al cambio de la temperatura, éstas se presentan a continuación:

- Las sensibilidades individuales de los parámetros de crecimiento, semisaturación de acético y muerte de las arqueas metanogénicas y de las bacterias sulfatorreductoras tienen valores muy cercanos cuando están en una condición o en otra con respecto a las tres primeras variables de estado. Siendo, los valores de sensibilidad con respecto al ácido acético y al ácido propiónico variables los que marcan la diferencia en la sensibilidad promedio.

- Los valores de sensibilidad de los parámetros correspondientes a las arqueas metanogénicas con respecto a los ácidos son mucho mayores a TRC bajos, condiciones que benefician el crecimiento de las sulfatorreductoras. Por el contrario, los parámetros de las bacterias sulfatorreductoras con respecto a los ácidos que sus valores de sensibilidad son mayores a temperaturas elevadas.
- La sensibilidad de los parámetros del modelo con respecto al sulfato son afectados muy levemente por el efecto de la temperatura. Siendo un poco mayores en temperaturas bajas.

4.2.3 Comparación análisis de sensibilidad en el Efluente

Con el fin de establecer dónde hay que concentrar los esfuerzos en las campañas de muestreo para la caracterización del agua y en la calibración de parámetros del modelo en un tratamiento anaerobio de membranas se procede a realizar una comparación de valores de sus correspondientes análisis de sensibilidad en el efluente bajo las mismas condiciones de operación. En las siguientes tablas se presentan los valores de sensibilidad, para condiciones intermedias para cada una de las variables de estado del efluente, de los cinco parámetros más relevantes en orden descendente.

Tabla 27. Comparación análisis de sensibilidad individual en el efluente a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) DQO_{SOL} , b) SO_4 , c) H_2S , d) S_a y e) S_{PRO}

PARÁMETRO	DQO_{SOL}
DQO	0.940
% DQO_{SOL}	0.940
% DBO_{limSOL}	0.790
SO_4	0.544
μ_{HSRO}	0.434

PARÁMETRO	SO_4
μ_{HSRO}	2.849
μ_{ACO}	2.797
$K_{T,ACO}$	2.404
b_{HSRO}	2.194
$K_{a,ACO}$	2.021

PARÁMETRO	H_2S
SO_4	0.749
μ_{HSRO}	0.628
μ_{ACO}	0.623
$K_{T,ACO}$	0.527
DBO_{lim}	0.513

PARÁMETRO	S_a
μ_{ACO}	1.585
$K_{T,ACO}$	1.380
$K_{a,ACO}$	1.087
DBO_{lim}	0.186
SO_4	0.084

PARÁMETRO	S _{PRO}
DBO _{lim}	1.021
SO ₄	0.994
μ _{HSRO}	0.864
b _{HSRO}	0.668
μ _{ACO}	0.560

Para la comparación en el efluente se obtienen los siguientes resultados:

- Para el caso de la DQO_{SOL} se obtiene que hay mayor importancia en la caracterización del agua, y que la variación de valores de parámetros del modelo tienen poca repercusión en la materia orgánica en la salida.
- Con respecto al sulfato en el efluente es indispensable tener correctamente calibrados los parámetros de crecimiento, muerte y temperatura de las bacterias sulfatorreductoras y de las arqueas metanogénicas acetotróficas. Los parámetros del modelo tienen gran impacto en el sulfato.
- Los efectos sobre el sulfuro tras el permeado no es relevante si se compara con las demás variables.
- Se observa que los parámetros de las arqueas metanogénicas causa un alto impacto en los valores finales del ácido acético en el efluente, por tanto es de gran importancia la calibración de los parámetros relacionados con estos microorganismos para la predicción de la concentración de acético en el efluente.
- Por su parte las bacterias sulfatorreductoras determinan los valores de ácido propiónico en la salida, debido a la no proliferación de las bacterias acetogénicas. No obstante, la variación de DBO_{lim} y sulfato influyen en mayor medida que los parámetros del modelo, para obtener mejor predicción sobre este componente es necesario caracterizarlos al detalle.
- De manera general se presenta que debido a los resultados arrojados en los análisis de sensibilidad del efluente prima la importancia en la calibración de los parámetros del modelos correspondientes a las bacterias sulfatorreductoras heterótrofas y a las arqueas metanogénicas acetotróficas.
- Sin embargo, en el efluente es fundamental conocer la cantidad de DQO por ello no se debe obviar la correcta caracterización de la materia orgánica en el

afuente. Por su parte, la cantidad de sulfato influye radicalmente en los resultados de degradación de MO y por tal debe caracterizarse para un tratamiento anaerobio.

4.3 Análisis de sensibilidad individual y promedio en la Purga

En los siguientes apartados se presentan los resultados de análisis de sensibilidad individual y sensibilidad promedio exclusivamente de la purga. Inicialmente se presentan los resultados calculados para temperatura y TRC intermedias que corresponden a 22 °C y 40 días. Posteriormente, se muestran los datos obtenidos al variar la temperatura y el TRC por separado, para observar el efecto en estas condiciones en el sistema.

4.3.1 Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en la purga

En la Tabla 28 se muestran los valores obtenidos de sensibilidad individual y promedio de las analíticas del agua a temperatura y TRC intermedias en los resultados obtenidos en la purga de fangos

Tabla 28. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
DQO	1,6671	0,0000	0,0000	0,0030	0,8335
%SSV	0,0001	0,7235	1,3744	0,0150	0,7766
DBO_{lim}	0,7633	0,4573	0,1822	0,1730	0,4623
SST	0,0000	0,7454	0,1021	0,0030	0,3762
%DQO_{SOL}	0,3469	0,1308	0,0521	0,0000	0,1872
SO₄	0,1375	0,1304	0,0519	0,2846	0,1729
%DBO_{limSOL}	0,2713	0,1845	0,0735	0,0039	0,1681
AGV	0,0046	0,0043	0,0017	0,0077	0,0050

En la tabla anterior se observa que de forma general la sensibilidad de las analíticas del agua sobre la purga de fangos es baja.

La analítica con mayor sensibilidad es la DQO total que afecta en gran medida a la DQO total de la purga, aunque no afecte a las demás variables de estado. La

variación de la DQO en la entrada afecta proporcionalmente al valor de DQO en la purga pues la variación de DQO total contempla la variación de materia orgánica no biodegradable no biodegradable que pasa sin alteraciones por el proceso biológico.

La siguiente analítica con peso sobre las características de los fangos es el porcentaje de sólidos suspendidos volátiles que afecta directamente la cantidad de sólidos volátiles en la purga y en menor medida afecta la concentración de sólidos totales. Mayor fracción que entra de sólidos volátiles, mayor fracción de sólidos volátiles que salen en la purga. No obstante su valor de sensibilidad es mayor que uno porque esta proporción depende de la cantidad de sólidos totales en la purga, la cual disminuye a medida que se aumenta la proporción de sólidos volátiles porque es materia que se estabiliza.

Tras el porcentaje de sólidos suspendidos volátiles la siguiente analítica que presenta mayor sensibilidad promedio es la DBO_{lim} que principalmente influye en los resultados de DQO y sólidos suspendidos totales. Cuanto más DBO entra al sistema más hidrólisis y degradación de materia hay, por tanto menor DQO y menor cantidad de sólidos en los fangos.

Después de analizar los parámetros más sensibles, se procede a analizar las variables de estado que presentan mayores perturbaciones por la variación de las analíticas.

Al igual que en el efluente la variable más influyente corresponde a la materia orgánica, en este caso la DQO_{TOTAL} . Influenciada de manera directa por la variación de DQO en el afluente, a mayor DQO se ingresa mayor DQO sale, hace referencia a la parte de DQO. También es altamente influenciada por la DBO_{lim} pero de forma inversa, en este caso haciendo referencia a la porción biodegradable que entra al sistema.

La siguiente variable en mostrar sensibilidad en la purga es la cantidad de sólidos totales en la purga. Principalmente por variar la cantidad de sólidos totales en el afluente que funciona de manera proporcional, al incrementar sólidos se incrementa la fracción no volátil y por ende se obtiene como resultado más sólidos en la purga.

Caso contrario sucede con el porcentaje de SSV, ya que al aumentar la fracción volátil se degrada mayor cantidad de materia.

Por su parte la alcalinidad no sufre cambios inclusive cuando se aumenta sulfato y estimula la sulfurogénesis no se presenta acidificación.

4.3.1.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en la purga

Una vez presentados los resultados de sensibilidad en los fangos a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 29 y Tabla 30 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 29. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
DQO	1,5372	0,0000	0,0000	0,0000	0,7686
%SSV	0,0002	0,6419	1,2767	0,0152	0,7146
DBO_{lim}	0,6686	0,4077	0,1475	0,1340	0,4040
SST	0,0001	0,7281	0,0989	0,0031	0,3674
%DQO_{SOL}	0,3177	0,1161	0,0420	0,0000	0,1704
SO₄	0,1695	0,1659	0,0600	0,3167	0,2001
%DBO_{limSOL}	0,2421	0,1685	0,0610	0,0045	0,1506
AGV	0,0043	0,0041	0,0015	0,0083	0,0052

Tabla 30. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
DQO	1,7442	0,0000	0,0000	0,0030	0,8721
%SSV	0,0001	0,7702	1,4320	0,0153	0,8130
DBO_{lim}	0,8154	0,4838	0,2036	0,2065	0,4958
SST	0,0000	0,7561	0,1032	0,0030	0,3816
%DQO_{SOL}	0,3640	0,1393	0,0586	0,0000	0,1971
SO₄	0,1111	0,1042	0,0438	0,2485	0,1474
%DBO_{limSOL}	0,2884	0,1937	0,0814	0,0008	0,1784
AGV	0,0047	0,0044	0,0018	0,0071	0,0049

Como se aprecia en la Figura 15, en su mayoría la sensibilidad de las analíticas del agua con respecto a la línea de fangos no se ven afectadas por los efectos del TRC.

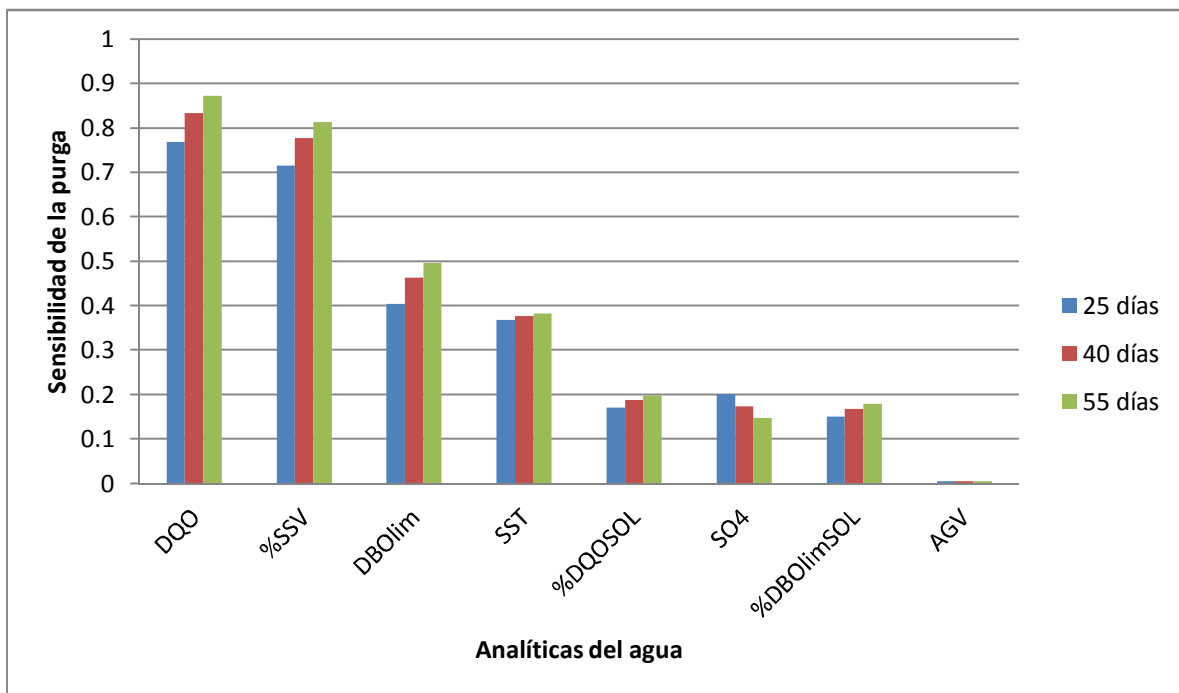


Figura 15. Variación de la sensibilidad en la purga a diferentes TRC.

Los fangos tienden a conservar sus características después de cierto tiempo de retención celular.

4.3.1.2 Efecto de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en la purga

En las Tabla 31 y Tabla 32 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio de la purga para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 22 °C y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 31. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
DQO	1,5515	0,0000	0,0000	0,0030	0,7758
%SSV	0,0001	0,6505	1,2870	0,0149	0,7210
DBO_{lim}	0,6897	0,4222	0,1544	0,1231	0,4162
SST	0,0000	0,7300	0,0993	0,0059	0,3684
%DQO_{SOL}	0,3228	0,1176	0,0430	0,0000	0,1731
SO₄	0,1700	0,1643	0,0601	0,3258	0,2035
%DBO_{lim}SOL	0,2469	0,1702	0,0622	0,0046	0,1531
AGV	0,0042	0,0039	0,0014	0,0086	0,0052

Tabla 32. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
DQO	1,7689	0,0000	0,0000	0,0031	0,8845
%SSV	0,0002	0,7850	1,4517	0,0156	0,8252
DBO _{lim}	0,8187	0,4803	0,2058	0,2412	0,5004
SST	0,0000	0,7606	0,1031	0,0031	0,3838
%DQO _{SOL}	0,3681	0,1419	0,0608	0,0000	0,1996
SO ₄	0,0876	0,0822	0,0352	0,1966	0,1165
%DBO _{limSOL}	0,2927	0,1968	0,0843	0,0033	0,1813
AGV	0,0051	0,0047	0,0020	0,0066	0,0049

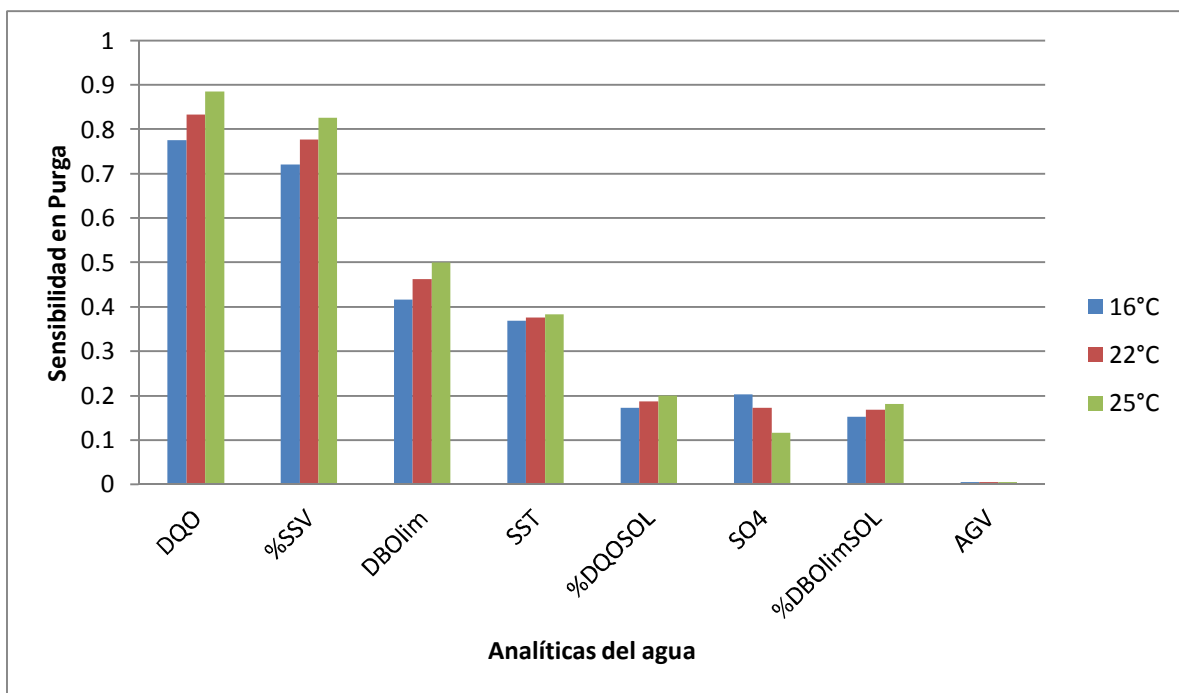


Figura 16. Variación de la sensibilidad en la purga a diferentes temperaturas.

Como se aprecia en la Figura 16, en su mayoría la sensibilidad de las analíticas del agua con respecto a la línea de fangos no se ven afectadas por los efectos de la temperatura. Los fangos tienden a conservar sus características tras superar una cierta temperatura.

4.3.2 Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en la purga

En la Tabla 33 se muestran los valores obtenidos de sensibilidad individual y promedio de los parámetros del modelo para la línea de fangos a temperatura y TRC intermedias.

Tabla 33. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
Y_{AO}	0.2051	0.1903	0.0757	0.0493	0.1470
μ_{HSRO}	0.1140	0.1081	0.0432	0.2367	0.1437
μ_{ACO}	0.1119	0.1058	0.0422	0.2156	0.1341
Y_{HSRO}	0.1662	0.1555	0.0619	0.0661	0.1225
b_{HSRO}	0.1136	0.1082	0.0431	0.1798	0.1212
$K_{T,ACO}$	0.0973	0.0920	0.0366	0.1847	0.1155
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0810	0.0768	0.0306	0.1677	0.1019
$K_{a,ACO}$	0.0809	0.0764	0.0305	0.1564	0.0972
b_{ACO}	0.0647	0.0611	0.0244	0.1261	0.0781
$K_{T, HSRO}$	0.0010	0.0021	0.0008	0.1073	0.0537
$f_{AC}+f_{PRO (AO)}$	0.0668	0.0626	0.0249	0.0200	0.0485
$K_{n, AO}$	0.0740	0.0552	0.0220	0.0128	0.0479
$K_{x, AO}$	0.0722	0.0538	0.0214	0.0125	0.0467
Y_{ASRO}	0.0611	0.0572	0.0228	0.0209	0.0446
$K_{SO_4,HSRO}$	0.0403	0.0384	0.0153	0.0642	0.0432
b_{AO}	0.0209	0.0205	0.0082	0.0046	0.0154
$K_{T, ASRO}$	0.0184	0.0178	0.0071	0.0048	0.0135
b_{ASRO}	0.0093	0.0090	0.0036	0.0026	0.0068
Y_{ACO}	0.0022	0.0021	0.0008	0.0001	0.0016
μ_{AO}	0.0004	0.0003	0.0001	0.0001	0.0003
$K_{F,AO}$	0.0003	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002
μ_{ASRO}	0.0002	0.0001	0.0001	0.0003	0.0002
$K_{SO_4,ASRO}$	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{H_2, MET}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T,HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{H_2, SBR}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

De antemano se debe resaltar que los valores de sensibilidad calculados para los parámetros del modelo en la línea de fangos en estas condiciones de operación son muy bajos. No hay aparente influencia en los resultados de los fangos a causa de la perturbación de los parámetros del modelo.

Al igual que al que en el efluente los parámetros cinéticos en la línea de fangos más influyentes son la velocidad de crecimiento y muerte de las arqueas metanogénicas acetotróficas (μ_{ACO}) y bacterias sulfatorreductoras heterótrofas (μ_{HSRO}) además de los rendimientos Y_{AO} y Y_{HSRO} . No obstante, los valores de sensibilidad en la purga son muy inferiores a los hallados en el efluente.

4.3.2.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en la purga

Una vez presentados los resultados de sensibilidad en la purga a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 34 y Tabla 35 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 34. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
Y_{AO}	0.2056	0.1929	0.0697	0.0435	0.1468
μ_{HSRO}	0.0923	0.0902	0.0328	0.1730	0.1091
μ_{ACO}	0.0918	0.0893	0.0324	0.1477	0.0991
Y_{HSRO}	0.2042	0.1940	0.0701	0.0626	0.1485
b_{HSRO}	0.0929	0.0915	0.0331	0.1126	0.0877
$K_{T,ACO}$	0.0999	0.0972	0.0353	0.1589	0.1072
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0582	0.0570	0.0206	0.1091	0.0688
$K_{a,ACO}$	0.0587	0.0571	0.0207	0.0951	0.0636
b_{ACO}	0.0414	0.0403	0.0146	0.0673	0.0449
$K_{T, HSRO}$	0.0058	0.0069	0.0025	0.1100	0.0552
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0600	0.0571	0.0207	0.0010	0.0427
$K_{n, AO}$	0.0977	0.0741	0.0268	0.0145	0.0632
$K_{x, AO}$	0.0953	0.0723	0.0262	0.0141	0.0616
Y_{ASRO}	0.0644	0.0611	0.0221	0.0167	0.0465
$K_{SO4,HSRO}$	0.0389	0.0383	0.0139	0.0544	0.0392
b_{AO}	0.0258	0.0261	0.0094	0.0051	0.0191
$K_{T, ASRO}$	0.0193	0.0192	0.0070	0.0042	0.0142
b_{ASRO}	0.0098	0.0098	0.0035	0.0022	0.0072
Y_{ACO}	0.0013	0.0013	0.0005	0.0002	0.0010
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0001	0.0003	0.0003
$K_{F,AO}$	0.0003	0.0003	0.0001	0.0002	0.0002
μ_{ASRO}	0.0002	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001

Tabla 35. Análisis de sensibilidad individual en la purga 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
Y_{AO}	0.2029	0.1877	0.0788	0.0540	0.1462
μ_{HSRO}	0.1153	0.1081	0.0456	0.2587	0.1533
μ_{ACO}	0.1131	0.1059	0.0445	0.2398	0.1445
Y_{HSRO}	0.1422	0.1322	0.0555	0.0713	0.1071
b_{HSRO}	0.1169	0.1100	0.0462	0.2126	0.1352
$K_{T,ACO}$	0.0831	0.0779	0.0327	0.1730	0.1048
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0866	0.0812	0.0342	0.1940	0.1150
$K_{a,ACO}$	0.0854	0.0800	0.0337	0.1818	0.1094
b_{ACO}	0.0743	0.0695	0.0293	0.1595	0.0957
$K_{T, HSRO}$	0.0019	0.0026	0.0011	0.0926	0.0463
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0738	0.0688	0.0289	0.0427	0.0567
$K_{n, AO}$	0.0591	0.0437	0.0184	0.0111	0.0383
$K_{x, AO}$	0.0576	0.0426	0.0179	0.0108	0.0373
Y_{ASRO}	0.0574	0.0534	0.0225	0.0247	0.0426
$K_{SO4,HSRO}$	0.0373	0.0351	0.0148	0.0654	0.0422
b_{AO}	0.0173	0.0168	0.0071	0.0037	0.0127
$K_{T, ASRO}$	0.0164	0.0158	0.0066	0.0041	0.0120
b_{ASRO}	0.0083	0.0080	0.0034	0.0018	0.0061
Y_{ACO}	0.0026	0.0025	0.0010	0.0002	0.0019
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0002	0.0004	0.0003
$K_{F,AO}$	0.0003	0.0003	0.0001	0.0003	0.0002
μ_{ASRO}	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002	0.0002

Se aprecia que el efecto del TRC es mínimo, el orden de magnitud de los valores y el orden de influencia de los parámetros permanece invariable. Hay un ligero cambio que hace notar que a menor TRC hay mayor sensibilidad, no obstante la perturbación de las variables es insignificante.

4.3.2.2 Efectos del Temperatura sobre el análisis de sensibilidad en la purga

En las Tabla 36 y Tabla 37 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio de la purga para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 22 °C y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 36. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
Y_{AO}	0.2101	0.1964	0.0718	0.0410	0.1496
μ_{HSRO}	0.0667	0.0644	0.0236	0.1275	0.0797
μ_{ACO}	0.0665	0.0641	0.0235	0.1023	0.0699
Y_{HSRO}	0.2073	0.1960	0.0715	0.0602	0.1501
b_{HSRO}	0.0777	0.0758	0.0277	0.0870	0.0709
$K_{T,ACO}$	0.1590	0.1530	0.0566	0.2460	0.1676
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0415	0.0401	0.0147	0.0794	0.0496
$K_{a,ACO}$	0.0416	0.0401	0.0147	0.0648	0.0440
b_{ACO}	0.0291	0.0281	0.0103	0.0456	0.0309
$K_{T, HSRO}$	0.0469	0.0482	0.0177	0.1479	0.0817
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0582	0.0551	0.0202	0.0004	0.0413
$K_{n, AO}$	0.0965	0.0731	0.0267	0.0133	0.0624
$K_{x, AO}$	0.0942	0.0713	0.0261	0.0129	0.0608
Y_{ASRO}	0.0638	0.0603	0.0221	0.0154	0.0459
$K_{SO4,HSRO}$	0.0057	0.0051	0.0019	0.0511	0.0258
b_{AO}	0.0258	0.0259	0.0095	0.0047	0.0190
$K_{T, ASRO}$	0.0366	0.0363	0.0133	0.0072	0.0269
b_{ASRO}	0.0095	0.0094	0.0034	0.0020	0.0069
Y_{ACO}	0.0012	0.0012	0.0004	0.0002	0.0009
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0001	0.0003	0.0003
$K_{F,AO}$	0.0003	0.0003	0.0001	0.0002	0.0002
μ_{ASRO}	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001

Tabla 37. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
Y_{AO}	0.1981	0.1831	0.0783	0.0604	0.1437
μ_{HSRO}	0.1196	0.1122	0.0481	0.2714	0.1604
μ_{ACO}	0.1179	0.1103	0.0471	0.2538	0.1522
Y_{HSRO}	0.1260	0.1171	0.0501	0.0796	0.0980
b_{HSRO}	0.1204	0.1133	0.0484	0.2251	0.1418
$K_{T,ACO}$	0.2595	0.2429	0.1028	0.5315	0.3238
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0924	0.0867	0.0371	0.2094	0.1238
$K_{a,ACO}$	0.0898	0.0840	0.0360	0.1939	0.1162
b_{ACO}	0.0818	0.0765	0.0327	0.1787	0.1067
$K_{T, HSRO}$	0.0224	0.0184	0.0079	0.4002	0.2007
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0862	0.0803	0.0344	0.0697	0.0706
$K_{n, AO}$	0.0542	0.0399	0.0171	0.0117	0.0352
$K_{x, AO}$	0.0529	0.0389	0.0167	0.0114	0.0343
Y_{ASRO}	0.0554	0.0515	0.0220	0.0307	0.0423
$K_{SO4,HSRO}$	0.0523	0.0496	0.0213	0.0565	0.0470

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
b_{AO}	0.0160	0.0155	0.0066	0.0038	0.0118
$K_{T, ASRO}$	0.0691	0.0661	0.0282	0.0195	0.0508
b_{ASRO}	0.0087	0.0083	0.0035	0.0025	0.0064
Y_{ACO}	0.0029	0.0027	0.0012	0.0001	0.0021
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0002	0.0004	0.0003
$K_{F,AO}$	0.0003	0.0003	0.0001	0.0002	0.0002
μ_{ASRO}	0.0003	0.0002	0.0001	0.0002	0.0002

Con respecto a los efectos de la temperatura en la sensibilidad de los parámetros se tiene un breve incremento en las constantes de temperatura de las arqueas metanogénicas y las bacterias sulfatorreductoras. Pero de igual forma que para el efecto del TRC la influencia de estas condiciones de operación son despreciables.

4.3.3 Comparación análisis de sensibilidad en la purga

Con el fin de establecer dónde hay que concentrar los esfuerzos en las campañas de muestreo para la caracterización del agua y en la calibración de parámetros del modelo en un tratamiento anaerobio de membranas se procede a realizar una comparación de valores de sus correspondientes análisis de sensibilidad en la purga bajo las mismas condiciones de operación. En las siguientes tablas se presentan los valores de sensibilidad, para condiciones intermedias para cada una de las variables de estado de la purga de fangos, de los cinco parámetros más relevantes en orden descendente.

Tabla 38. Comparación análisis de sensibilidad individual en la purga a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) DQO_{TOT}, b) SST, c) %SSV y d) Alk

PARÁMETRO	DQO total	PARÁMETRO	SST
DQO	1,6671	SST	0,7454
DBO _{lim}	0,7633	%SSV	0,7235
%DQO _{SOL}	0,3469	DBO _{lim}	0,4573
%DBO _{limSOL}	0,2713	Y _{AO}	0,1903
Y _{AO}	0,2051	%DBO _{limSOL}	0,1845

PARÁMETRO	%SSV
%SSV	1,3744
DBO _{lim}	0,1822
SST	0,1021
%DBO _{limSOL}	0,0735
%DQO _{SOL}	0,0521

PARÁMETRO	Alk
SO ₄	0,2846
μ _{HSRO}	0,2367
μ _{ACO}	0,2156
b _{HSRO}	0,1798
DBO _{lim}	0,1730

Para el caso del fango se obtienen los siguientes resultados:

- Las analíticas del agua presentan una mayor sensibilidad que los parámetros del modelo respecto a las variables de estado de la purga de fangos, aunque en general los valores de sensibilidad obtenidos no son elevados. Los fangos no muestra que tengan un efecto considerable de sensibilidad debido a la variación ni de parámetros del agua. Las características del fango se mantienen estables aunque varían levemente ante la perturbación de algunas características del agua de entrada.
- Las características DQO_{TOT}, sólidos totales y porcentaje de solidos volátiles tienen mayor impacto en la generación de fangos. Las tres características contienen cantidad de sólidos biodegradables y no biodegradables es por ello que la producción de fango y las características de éste dependen directamente de estos factores.
- El sulfato debe ser caracterizado en un proceso anaerobio por la posible acidificación en el reactor, la cual perjudica e inhibe el correcto desempeño de los procesos de los demás microorganismo.

4.4 Análisis de sensibilidad individual y promedio en el Biogás

En los siguientes apartados se presentan los resultados de análisis de sensibilidad individual y sensibilidad promedio exclusivamente de la producción de biogás. Inicialmente se presentan los resultados calculados para temperatura y TRC intermedias que corresponden a 22 °C y 40 días. Posteriormente, se muestran los datos obtenidos al variar la temperatura y el TRC a parte, para observar el efecto es estas condiciones en el sistema.

4.4.1 Resultados del análisis de sensibilidad individual de la analítica del agua en la salida del biogás

En la Tabla 39 se muestran los valores obtenidos de sensibilidad individual y promedio de las analíticas del agua para la salida de gas a temperatura y TRC intermedias.

Tabla 39. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
DBO_{lim}	4.034	1.202	5.155	3.842
SO₄	3.231	1.034	4.194	3.114
%DBO_{limSOL}	0.140	0.045	0.185	0.137
AGV	0.040	0.015	0.055	0.040
%SSV	0.039	0.011	0.049	0.037
SST	0.001	0.000	0.000	0.000
%DQO_{SOL}	0.000	0.000	0.000	0.000
DQO	0.001	0.000	0.000	0.000

Los resultados de sensibilidad en la salida de gas son, en comparación con los valores obtenidos en el efluente y la purga, los más elevados reflejando que las variables de estado más afectadas por los cambios de las analíticas del agua corresponden a la producción de biogás.

Las principales analíticas que muestran sensibilidad ante las variables de estado de la corriente de biogás son la DBO_{lim} y el sulfato, principalmente sobre el caudal de metano.

Al aumentar la cantidad de materia orgánica biodegradable hay más crecimiento de microorganismos (entre ellos arqueas metanogénicas) y por tanto más producción de metano. Como contraparte está el sulfato, siendo el siguiente parámetro en afectar el caudal de metano. Cuanto más cantidad sulfato entra al biorreactor más limita el crecimiento de las arqueas y por tanto se reduce considerablemente la producción de metano en el biorreactor.

De igual forma la DBO_{lim} y el sulfato son altamente sensibles con el caudal de biogás pero en menor magnitud, esto porque el biogás además de estar conformado por metano contiene nitrógeno, sulfuro, hidrógeno y dióxido de carbono, compuestos

que no sufren el mismo nivel de perturbación que el metano. En otras palabras los demás compuestos del biogás no sufren mayores alteraciones por la competencia entre las arqueas metanogénicas y sulfatorreductoras como lo es el metano.

El sulfato es la segunda característica más influyente, esto es por las razones expuestas en el *capítulo 4.2.1*. Con lo cual se puede evidenciar el vínculo que existe entre los resultados de la línea de agua y la línea de gas. No obstante, los valores de sensibilidad del efluente no son tan altos como los encontrados en el biogás a pesar de estar bajo las mismas condiciones y ser sometidas a las mismas variaciones, lo cual significa que los componentes referentes al gas son altamente sensibles.

En cuanto a las demás analíticas que afectan las características del biogás se observa que son despreciables al compararse con los valores de sensibilidad individual calculados para la DBO_{lim} y el sulfato.

El caudal de biogás obedece principalmente al comportamiento del caudal de metano, por lo que si el metano muestra mayor sensibilidad por la perturbación de alguna otra analítica, el caudal del biogás seguirá la misma tendencia.

4.4.1.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el biogás

Una vez presentados los resultados de sensibilidad de la corriente de gas a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 40 y Tabla 41 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 40. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
DBO_{lim}	7.989	3.259	10.970	8.058
SO₄	7.423	3.160	10.268	7.539
%DBO_{limSOL}	0.259	0.113	0.372	0.270
AGV	0.063	0.030	0.093	0.067
%SSV	0.004	0.000	0.004	0.004
SST	0.001	0.000	0.001	0.001
%DQO_{SOL}	0.000	0.000	0.000	0.000
DQO	0.000	0.000	0.000	0.000

Tabla 41. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
DBO _{lim}	2.985	0.728	3.677	2.767
SO ₄	2.079	0.561	2.615	1.956
%DBO _{lim} SOL	0.061	0.021	0.081	0.060
AGV	0.035	0.012	0.047	0.034
%SSV	0.002	0.001	0.002	0.002
SST	0.000	0.000	0.000	0.000
%DQO _{SOL}	0.000	0.000	0.000	0.000
DQO	0.000	0.000	0.000	0.000

El orden de las analíticas de la caracterización del agua en el análisis de sensibilidad en la corriente de gas permanecen invariantes ante el cambio de TRC en el sistema.

El parámetro más afectado por el cambio de TRC es la DBO_{lim}, tal y como sucede con la eliminación de materia orgánica en el efluente, la producción de metano se ve considerablemente afectada por las variaciones de sustrato a bajos TRC debido a que el crecimiento de las arqueas metanogénicas se ve desfavorecido en esta condición. Al elevar los TRC la eliminación de sustrato por parte de las arqueas se ve beneficiado sin importar la presencia de otros microorganismos y es transformado en metano.

Al variar el sulfato en la entrada del biorreactor se obtiene el efecto contrario que con el sustrato. Al aumentar este componente a bajas temperaturas estimula el crecimiento de bacterias sulfatorreductoras las cuales aprovechan el sustrato para crecer y no hay generación de metano.

Cuando se dan condiciones desfavorables para el desarrollo de un proceso la sensibilidad individual con respecto a la variable de estado directamente relacionada con el proceso es significativamente mayor. Sin embargo, los valores de sensibilidad del metano son relativamente altos a TRC altos, aunque las arqueas metanogénicas se vean favorecidas, constatando que el caudal de metano es una variable altamente susceptible.

Como se mencionó anteriormente el caudal de gas obedece el comportamiento del caudal de metano pero en menor proporción debido a sus otros componentes.

4.4.1.2 Efectos del Temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el biogás

En la Tabla 42 y Tabla 43 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio del biogás para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 40 días y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 42. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
DBO _{lim}	10.591	4.190	14.670	10.723
SO ₄	9.764	4.019	13.590	9.936
%DBO _{limSOL}	0.349	0.138	0.487	0.355
AGV	0.075	0.034	0.109	0.079
%SSV	0.009	0.000	0.008	0.007
SST	0.002	0.000	0.002	0.001
%DQO _{SOL}	0.000	0.000	0.000	0.000
DQO	0.001	0.000	0.001	0.001

Tabla 43. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
DBO _{lim}	2.344	0.420	2.754	2.102
SO ₄	1.393	0.292	1.680	1.271
%DBO _{limSOL}	0.040	0.014	0.054	0.039
AGV	0.033	0.010	0.044	0.032
%SSV	0.003	0.001	0.002	0.002
SST	0.000	0.000	0.000	0.000
%DQO _{SOL}	0.001	0.000	0.001	0.001
DQO	0.000	0.000	0.001	0.000

Al igual que en el caso del TRC se presenta un escenario similar para la temperatura. El orden de sensibilidades de las analíticas permanece invariante y son la DBO limite y el sulfato los que presentan una mayor sensibilidad a todas las temperaturas. La sensibilidad de las analíticas aumenta al disminuir la temperatura porque a temperaturas bajas la producción de metano no está favorecida y un cambio en las condiciones del agua residual provoca cambios más importantes en las predicciones del modelo. De igual forma, a altas temperaturas se facilita la producción de metano, sin embargo su producción tiende a disminuir a medida que

se aumenta la temperatura por lo cual la sensibilidad a estas temperaturas es inferior.

Agrupando los efectos de TRC y temperatura, en la Figura 17 y Figura 18 se puede apreciar más fácilmente la tendencia en la cual la producción de gas se ve más ampliamente afectados por la DBO y el sulfato a menores tiempos de retención celular y bajas temperaturas. De los cuatro gases mostrados, productos finales de sulfurogénesis y metanogénesis, el metano es el gas que más se ve afectado.

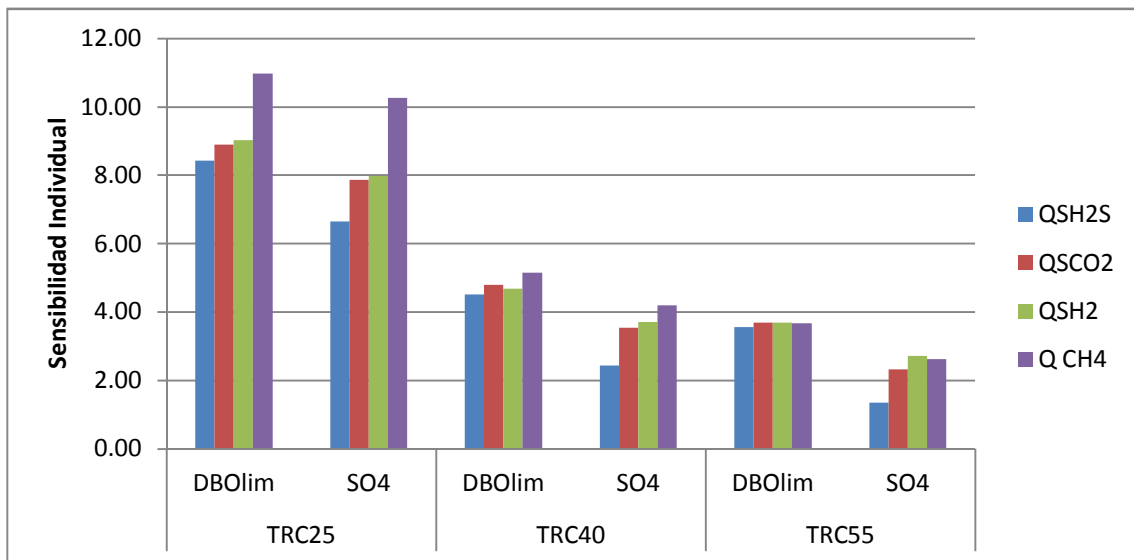


Figura 17. Efecto de TRC en el caudal de componentes del biogás a una temperatura de 22 °C.

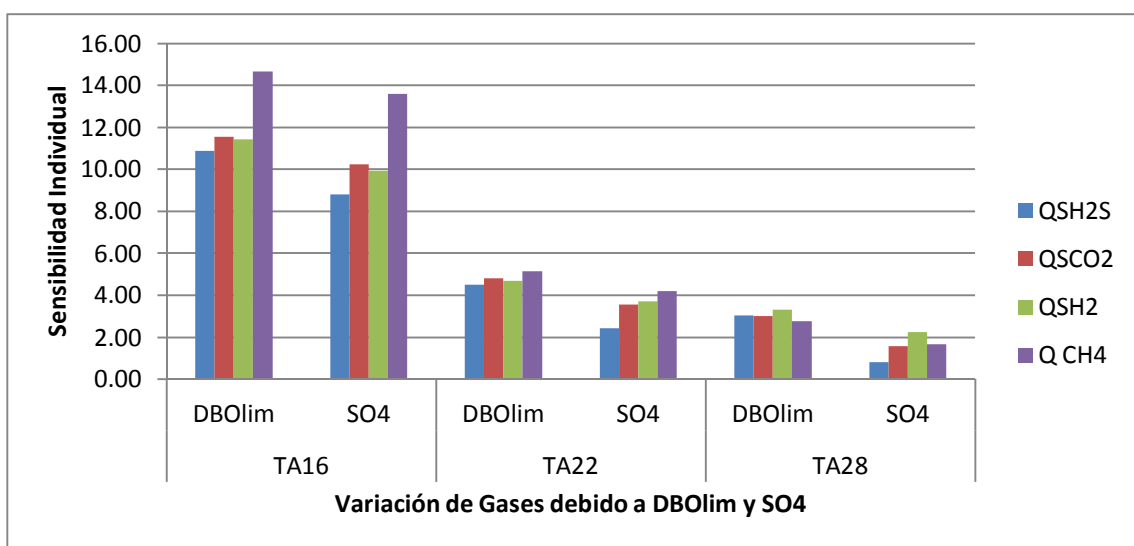


Figura 18. Efecto de Temperatura en el caudal de componentes del biogás con un TRC de 40 días.

Cuando se aumenta el TRC y/o la temperatura el caudal de biogás siempre se incrementa. Igualmente, se observa en la Figura 19 y Figura 20 que la proporción de gas metano también aumenta. Esto confirma que la influencia de las variaciones de los parámetros elegidos pierde peso a medida que se aumenta la TRC y/o temperatura.

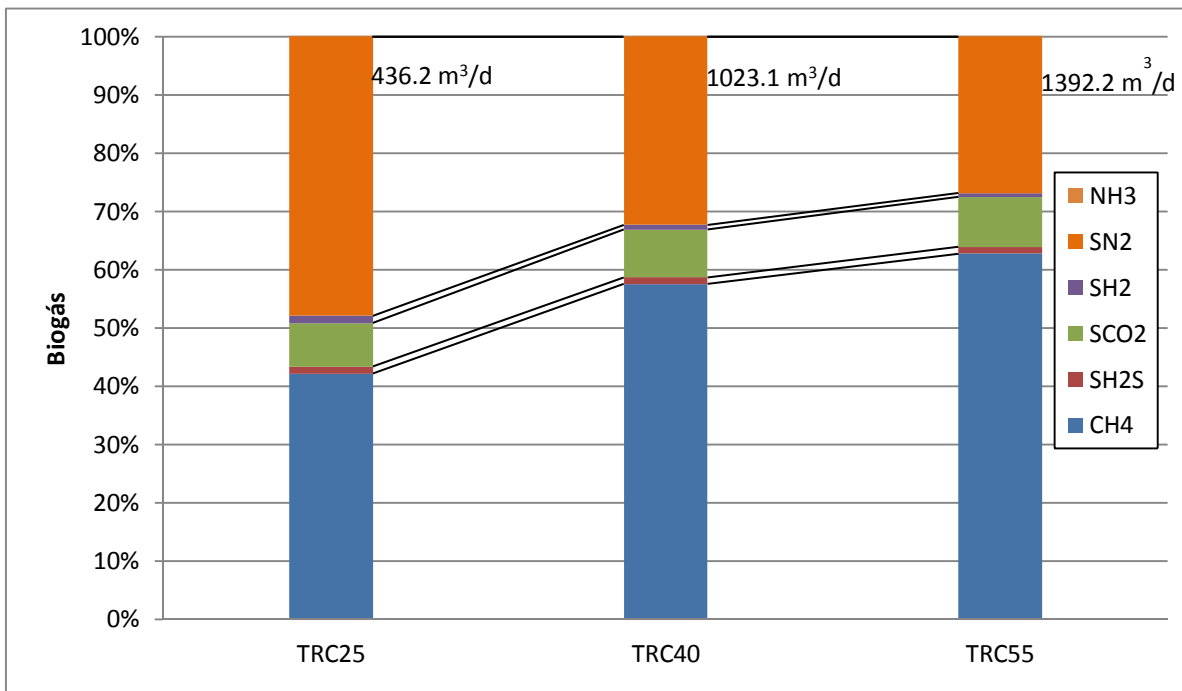


Figura 19. Variación del Biogás para diferentes TRC con temperatura de 22 °C.

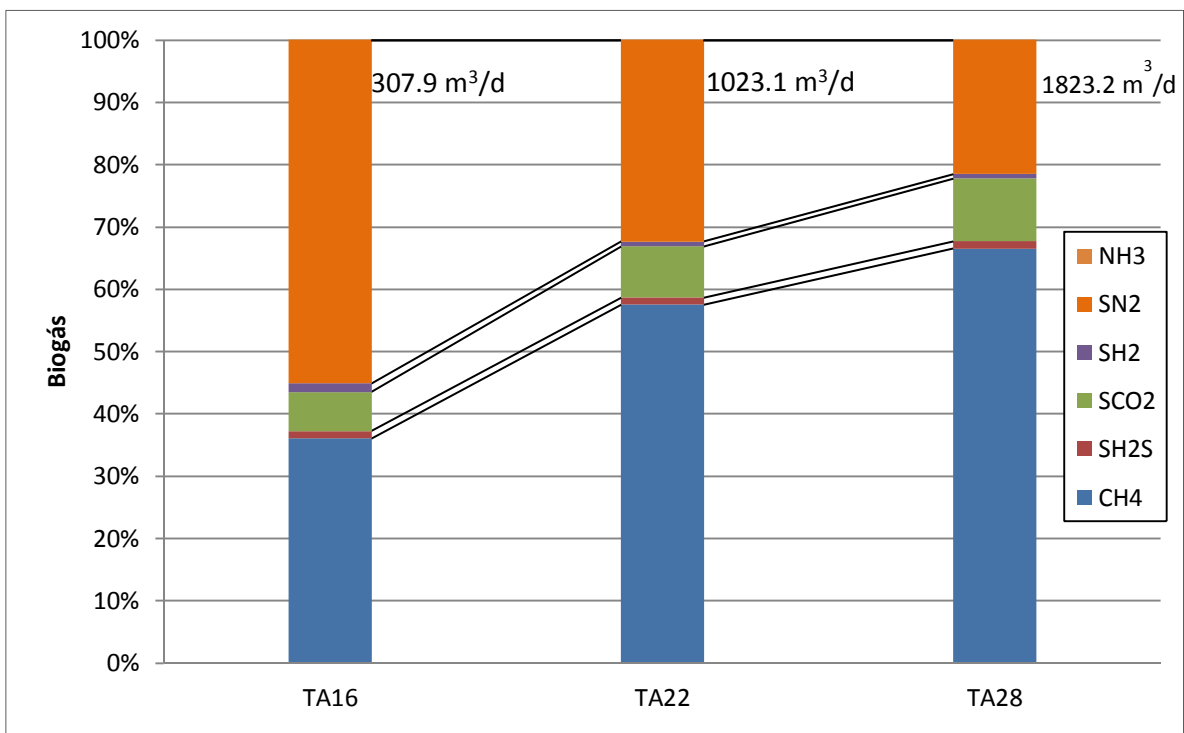


Figura 20. Variación del Biogás para diferente temperatura con TRC de 40 días

4.4.2 Resultados del análisis de sensibilidad individual de los parámetros del modelo en la salida del biogás

En la Tabla 44 se muestran los valores obtenidos de sensibilidad individual y promedio de los parámetros en la corriente de biogás a temperatura y TRC intermedias.

Tabla 44. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{ACO}	2.8405	0.9062	3.7529	2.7673
μ_{HSRO}	2.6687	0.8188	3.5476	2.6063
$K_{T,ACO}$	2.4178	0.8000	3.1992	2.3608
b_{HSRO}	2.1587	0.6831	2.8484	2.1008
$K_{a,ACO}$	2.0540	0.6395	2.7226	2.0033
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.8829	0.5986	2.4889	1.8347
b_{ACO}	1.6523	0.5217	2.1856	1.6103
$K_{T, HSRO}$	0.9400	0.3014	1.2531	0.9210
Y_{AO}	0.9379	0.2867	1.2220	0.9047
$K_{SO4,HSRO}$	0.7915	0.2384	1.0295	0.7623
Y_{HSRO}	0.6530	0.1942	0.8456	0.6270
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.5463	0.1594	0.7046	0.5229
$K_{n, AO}$	0.2544	0.0913	0.3452	0.2531
$K_{x, AO}$	0.2521	0.0889	0.3410	0.2502
Y_{ASRO}	0.2385	0.0698	0.3082	0.2286
b_{AO}	0.0682	0.0211	0.0893	0.0660
$K_{T, ASRO}$	0.0694	0.0136	0.0828	0.0629
b_{ASRO}	0.0630	0.0038	0.0592	0.0500
μ_{ASRO}	0.0377	0.0177	0.0200	0.0267
Y_{ACO}	0.0121	0.0036	0.0157	0.0116
μ_{AO}	0.0101	0.0039	0.0140	0.0102
$K_{SO4,ASRO}$	0.0102	0.0048	0.0054	0.0072
$K_{F,AO}$	0.0065	0.0035	0.0100	0.0072
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{H2, MET}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T,HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{H_2, SBR}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

El orden de los primeros ocho parámetros cinéticos permanece invariable con respecto al orden presentado en la línea de agua. Se trata de los parámetros que corresponden a las arqueas metanogénicas acetotróficas y las bacterias sulfatorreductoras. Los efectos de la variación de los parámetros tienen mucha más relevancia en la línea de gas, siendo las variables caudal de gas y caudal de metano las más afectadas.

4.4.2.1 Efectos del TRC sobre el análisis de sensibilidad en el biogás

Una vez presentados los resultados de sensibilidad la corriente de gas a temperaturas y TRC intermedios se procede a observar los efectos del TRC. En la Tabla 45 y Tabla 46 se presentan los resultados de análisis de sensibilidad a una temperatura de 22 °C, variando el TRC en un intervalo de 15 días por encima y por debajo.

Tabla 45. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{ACO}	4.7550	1.9585	6.8859	4.9619
μ_{HSRO}	4.1526	1.6420	6.1232	4.3754
$K_{T,ACO}$	5.1351	2.1489	7.4040	5.3481
b_{HSRO}	3.0326	1.2510	4.3611	3.1507
$K_{a,ACO}$	3.0394	1.2333	4.4137	3.1749
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	2.5759	1.0700	3.7164	2.6828
b_{ACO}	2.1507	0.8897	3.0939	2.2353
$K_{T, HSRO}$	1.8972	0.7924	2.7929	2.0023
Y_{AO}	2.1315	0.8365	2.9752	2.1676
$K_{SO_4, HSRO}$	1.3757	0.5974	1.9933	1.4402
Y_{HSRO}	1.9668	0.7891	2.7548	2.0067
$f_{AC} + f_{PRO(AO)}$	0.7198	0.2772	1.0032	0.7306
$K_{n, AO}$	0.8414	0.3308	1.1751	0.8560
$K_{x, AO}$	0.8249	0.3211	1.1543	0.8399
Y_{ASRO}	0.6227	0.2452	0.8737	0.6354

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
b_{AO}	0.1998	0.0789	0.2803	0.2039
K_{T,ASRO}	0.0954	0.0869	0.1843	0.1299
b_{ASRO}	0.1648	0.0089	0.1738	0.1384
μ_{ASRO}	0.1223	0.0358	0.0854	0.0885
Y_{ACO}	0.0144	0.0057	0.0203	0.0148
μ_{AO}	0.0206	0.0080	0.0288	0.0210
K_{SO4,ASRO}	0.0392	0.0115	0.0274	0.0284
K_{F,AO}	0.0141	0.0054	0.0197	0.0143

Tabla 46. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 22 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{ACO}	2.3044	0.6260	2.9147	2.1755
μ_{HSRO}	2.1953	0.5747	2.7860	2.0746
K_{T,ACO}	1.6696	0.4576	2.1095	1.5755
b_{HSRO}	1.8861	0.5058	2.3852	1.7797
K_{a,ACO}	1.7426	0.4595	2.2110	1.6468
K_a,K_{PRO(HSRO)}	1.6440	0.4415	2.0815	1.5524
b_{ACO}	1.5241	0.4056	1.9327	1.4402
K_{T,HSRO}	0.6216	0.1686	0.7933	0.5899
Y_{AO}	0.6815	0.1607	0.8410	0.6318
K_{SO4,HSRO}	0.5871	0.1593	0.7457	0.5556
Y_{HSRO}	0.3353	0.0826	0.4174	0.3128
f_{AC}+f_{PRO(AO)}	0.5966	0.1484	0.7435	0.5570
K_{n,AO}	0.1594	0.0372	0.1964	0.1476
K_{x,AO}	0.1564	0.0361	0.1924	0.1447
Y_{ASRO}	0.1373	0.0319	0.1691	0.1271
b_{AO}	0.0394	0.0092	0.0485	0.0365
K_{T,ASRO}	0.0378	0.0208	0.0585	0.0420
b_{ASRO}	0.0427	0.0121	0.0306	0.0311
μ_{ASRO}	0.0260	0.0201	0.0059	0.0193
Y_{ACO}	0.0115	0.0029	0.0143	0.0107
μ_{AO}	0.0063	0.0017	0.0080	0.0059
K_{SO4,ASRO}	0.0061	0.0032	0.0029	0.0043
K_{F,AO}	0.0045	0.0011	0.0056	0.0042

En cuanto al comportamiento de la sensibilidad individual de los parámetros se puede con respecto a las variables del biogás se puede observar lo siguiente:

- Los parámetros de crecimiento específico de las arqueas metanogénicas y de las bacterias sulfatorreductoras son altamente sensibles a bajas temperaturas. Aunque las bacterias sulfatorreductoras se ven beneficiadas a

TRC bajos su sensibilidad está calculada con respecto a un producto final de las aqueas con la que directamente están en competencia, y éstas sí se ven desfavorecidas a TRC bajos.

- El comportamiento de las sensibilidades de los parámetros sigue la tendencia explicada en el efluente, en la cual si las condiciones desfavorecen a un microorganismo a desarrollar un proceso, un cambio en un parámetro referente a dicho microorganismo se verá magnificado en los resultados de los productos finales de dicho proceso.

4.4.2.2 Efectos de la temperatura sobre el análisis de sensibilidad en el biogás

En las Tabla 47 y Tabla 48 se presentan los valores calculados de sensibilidad individual y promedio la corriente de gas para analizar los efectos de la temperatura. Se toma el TRC intermedio de 40 días y se varía la temperatura en un intervalo de 6 °C por encima y por debajo.

Tabla 47. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{ACO}	4.6857	2.0340	6.5369	4.7897
μ_{HSRO}	3.8945	1.6252	5.5470	4.0240
$K_{T,ACO}$	11.1350	4.4846	16.7267	11.8867
b_{HSRO}	3.0856	1.3213	4.2554	3.1292
$K_{a,ACO}$	2.9990	1.2658	4.1766	3.0573
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	2.4360	1.0385	3.3524	2.4665
b_{ACO}	2.1587	0.9100	2.9556	2.1774
$K_{T, HSRO}$	2.7866	1.2014	4.0624	2.9276
Y_{AO}	2.6399	1.1180	3.5448	2.6322
$K_{SO_4, HSRO}$	1.1807	0.5050	1.5758	1.1736
Y_{HSRO}	2.6499	1.0308	3.4640	2.5874
$f_{AC} + f_{PRO(AO)}$	0.9875	0.3018	1.2439	0.9334
$K_{n, AO}$	1.1752	0.4004	1.5012	1.1247
$K_{x, AO}$	1.1044	0.4016	1.4379	1.0721
Y_{ASRO}	0.8359	0.3089	1.0913	0.8135
b_{AO}	0.2682	0.1015	0.3516	0.2619
$K_{T, ASRO}$	0.1980	0.2046	0.3532	0.2619
b_{ASRO}	0.2017	0.0151	0.2208	0.1728
μ_{ASRO}	0.1598	0.0369	0.1398	0.1244
Y_{ACO}	0.0211	0.0046	0.0253	0.0192
μ_{AO}	0.0561	0.0013	0.0594	0.0472

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
K_{SO4,ASRO}	0.0499	0.0126	0.0429	0.0387
K_{F,AO}	0.0329	0.0096	0.0412	0.0310

Tabla 48. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 40 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{ACO}	1.9426	0.4639	2.3591	1.7846
μ_{HSRO}	1.8253	0.4300	2.2298	1.6821
K_{T,ACO}	4.1881	1.2744	5.0078	3.8402
b_{HSRO}	1.5964	0.3745	1.9388	1.4660
K_{a,ACO}	1.4715	0.3413	1.7936	1.3539
K_{a,K_{PRO}(HSRO)}	1.4138	0.3351	1.7224	1.3010
b_{ACO}	1.3279	0.3141	1.6223	1.2239
K_{T,HSRO}	2.2113	0.4802	2.7232	2.0442
Y_{AO}	0.5119	0.0958	0.5996	0.4585
K_{SO4,HSRO}	0.4720	0.1136	0.5802	0.4368
Y_{HSRO}	0.1650	0.0314	0.1939	0.1481
f_{AC}+f_{PRO (AO)}	0.6570	0.1419	0.7881	0.5980
K_{n, AO}	0.1076	0.0199	0.1258	0.0963
K_{x, AO}	0.1048	0.0192	0.1224	0.0937
Y_{ASRO}	0.0737	0.0121	0.0846	0.0651
b_{AO}	0.0239	0.0046	0.0282	0.0215
K_{T, ASRO}	0.0986	0.0490	0.1473	0.1062
b_{ASRO}	0.0746	0.0089	0.0635	0.0568
μ_{ASRO}	0.0623	0.0139	0.0462	0.0455
Y_{ACO}	0.0102	0.0022	0.0123	0.0093
μ_{AO}	0.0204	0.0021	0.0220	0.0174
K_{SO4,ASRO}	0.0247	0.0019	0.0222	0.0192
K_{F,AO}	0.0215	0.0022	0.0233	0.0183

De igual forma que en el efluente, los parámetros guardan el mismo comportamiento pero en una escala mucho mayor porque las variables de estado del biogás son altamente influenciadas con respecto a las demás variables del estudio.

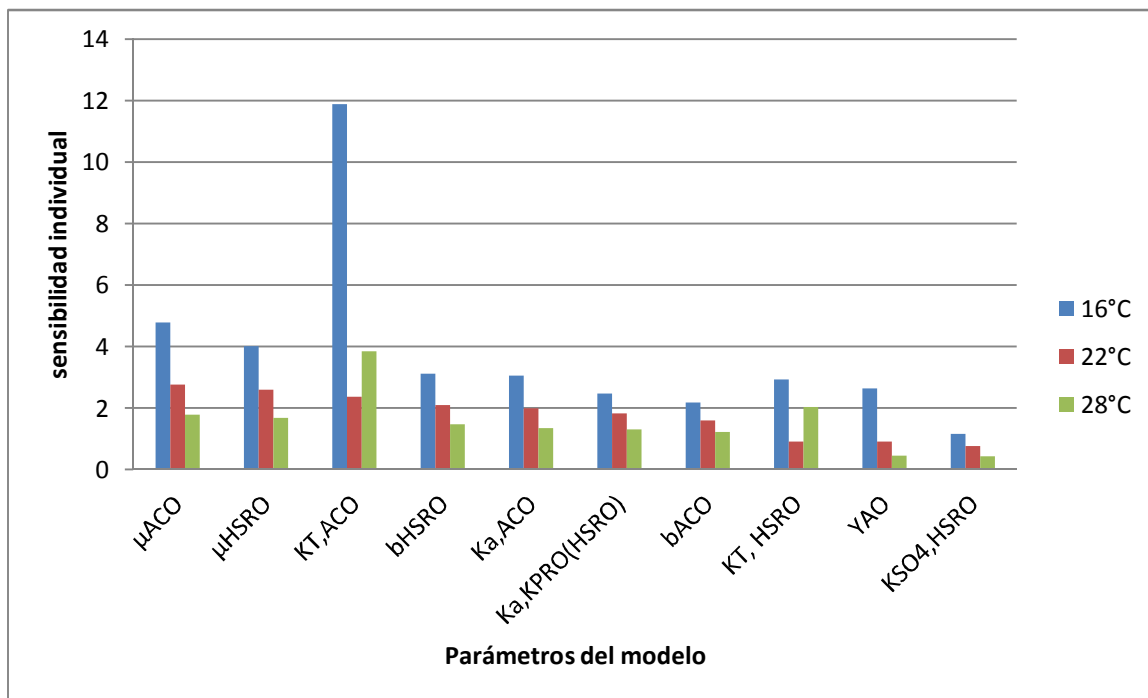


Figura 21. Efectos de la temperatura en los valores de sensibilidad individual de los parámetros del modelo.

Las constantes de temperatura tienen mayor efecto sobre las variables de estado relacionadas con un tipo de microorganismo cuando la temperatura a la que esté en el reactor desfavorezca a dicho microorganismo. Por ejemplo, a elevadas temperaturas se benefician las metanogénicas por lo cual la constante de temperatura tendrá mucho más efecto sobre el caudal de metano a menores temperaturas.

Siendo el caudal de biogás y producción de metano variables completamente dependientes de la concentración de arqueas metanogénicas, todos los parámetros responden ante estos componentes de la misma forma; puesto que las arqueas se ven beneficiadas a altos TRC, una pequeña perturbación en el valor del parámetros causa mayores repercusiones a bajas temperaturas.

No obstante los parámetros correspondientes a las bacterias sulfatorreductoras tienen alta sensibilidad a la producción de gas, ya que además de ser la variable de estado más influenciada, son parámetros que afectan la competencia entre estos microorganismos.

4.4.3 Comparación análisis de sensibilidad en el Biogás

Para establecer qué características tienen mayor influencia en la producción de biogás se hace una comparación entre las cinco analíticas del agua con los cinco parámetros más importantes de este sistema. En las siguientes tablas se muestran los valores de sensibilidad para la corriente de gas a condiciones de operación intermedias.

Tabla 49. Comparación análisis de sensibilidad individual en la corriente de biogás a 22 °C y TRC de 40 días respecto a: a) Q gas, b) %CH₄ y c) QCH₄

PARÁMETRO	Q gas	PARÁMETRO	%CH ₄
DBO _{lim}	4.034	DBO _{lim}	1.202
SO ₄	3.231	SO ₄	1.034
μ _{ACO}	2.840	μ _{ACO}	0.906
μ _{HSRO}	2.668	μ _{HSRO}	0.818
K _{T,ACO}	2.417	K _{T,ACO}	0.800

PARÁMETRO	Q CH ₄
DBO _{lim}	5.155
SO ₄	4.194
μ _{ACO}	3.752
μ _{HSRO}	3.547
K _{T,ACO}	3.199

Para el caso del biogás se obtienen los siguientes resultados:

- Las características del biogás son muy dinámicas ante la perturbación de los valores de la caracterización del agua y de los parámetros del modelo.
- Se deben enfocar los esfuerzos de las campañas de muestreo en la DBO y el sulfato. Es fundamental tener certeza de la cantidad estos componentes que entran en el biorreactor pues ingresar un valor con algo de incertidumbre se vería reflejado en obtener valores erróneos arrojados por las simulaciones de las características del biogás.
- De igual forma se debe tener especial cuidado en la calibración de los valores de velocidad de crecimiento de las bacterias sulfatorreductoras y de las arqueas metanogénicas.

4.5 Resultados del análisis de sensibilidad promedio para la analítica del agua

A continuación se muestran los valores obtenidos de sensibilidad promedio δ_j para cada uno de las analíticas para cada una de las temperaturas y tiempos de retención celular calculados ordenados de mayor a menor relevancia. En el cálculo de esta sensibilidad promedio se han considerado las sensibilidades individuales respecto de todas las variables de estado correspondientes a las corrientes de salida, purga y biogás.

Tabla 50. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 16 °C y TRC 40 y 55 días.

TA16-TRC40		TA16-TRC55	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
DBO _{lim}	5.3894	DBO _{lim}	2.9225
S _{SO4}	5.0039	S _{SO4}	2.5181
DQO _T	0.5437	DQO _T	0.5468
%X _{VSS}	0.4163	%X _{VSS}	0.4404
%DQO _{sol}	0.3240	%DQO _{sol}	0.2941
%DBO _{limsol}	0.3162	%DBO _{limsol}	0.2565
X _{TSS}	0.2127	X _{TSS}	0.2159
AGV	0.0409	AGV	0.0255

Tabla 51. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 22 °C y TRC 25, 40 y 55 días.

TA22-TRC25		TA22-TRC40		TA22-TRC-55	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
DBO _{lim}	4.0615	DBO _{lim}	1.9857	DBO _{lim}	1.4848
S _{SO4}	3.8109	S _{SO4}	1.6323	S _{SO4}	1.1075
DQO _T	0.5406	DQO _T	0.5525	DQO _T	0.5671
%X _{VSS}	0.4125	%X _{VSS}	0.4488	%X _{VSS}	0.4694
%DQO _{sol}	0.3241	%DQO _{sol}	0.2921	%DQO _{sol}	0.2846
%DBO _{limsol}	0.2963	%DBO _{limsol}	0.2575	%DBO _{limsol}	0.2449
X _{TSS}	0.2121	X _{TSS}	0.2172	X _{TSS}	0.2203
AGV	0.0353	AGV	0.0231	AGV	0.0212

Tabla 52. Análisis de sensibilidad de caracterización para temperatura de 28 °C y TRC 25, 40 y 55 días.

TA28-TRC25		TA28-TRC40		TA28-TRC55	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
DBO _{lim}	1.5958	DBO _{lim}	1.1923	DBO _{lim}	1.0803
S _{SO4}	1.2747	S _{SO4}	0.8421	S _{SO4}	0.7312
DQO _T	0.5542	DQO _T	0.5771	DQO _T	0.5908
%X _{VSS}	0.4465	%X _{VSS}	0.4764	%X _{VSS}	0.4924
%DQO _{sol}	0.2988	%DQO _{sol}	0.2926	%DQO _{sol}	0.2912
%DBO _{limsol}	0.2565	%DBO _{limsol}	0.2518	%DBO _{limsol}	0.2511
X _{TSS}	0.2174	X _{TSS}	0.2216	X _{TSS}	0.2239
AGV	0.0233	AGV	0.0206	AGV	0.0255

Se debe remarcar que la sensibilidad promedio de las analíticas DBO límite y sulfato es muy superior a la del resto de analíticas para todas las temperaturas y todos los tiempos de retención celular. Esto es debido a que la concentración de DBO_{lim} en el agua residual determina la cantidad de alimento disponible para las bacterias mientras que la concentración de sulfato afecta a la competencia entre las bacterias sulfatorreductoras y las arqueas metanogénicas.

En las tablas anteriores se observa que las sensibilidades promedio aumentan conforme disminuye la temperatura y el tiempo de retención celular, es decir conforme las condiciones se vuelven más desfavorables para las arqueas metanogénicas.

Es llamativo ver que la analítica que presenta una menor sensibilidad es la concentración de AGV a pesar de ser sustrato para organismos sulfatorreductores, y metanogénicos. Eso implica que las predicciones del modelo dependen en gran medida de la cantidad de materia orgánica biodegradable que entra al sistema pero no dependen de si dicha materia orgánica entra al sistema en forma de S_F o de S_a porque las bacterias acidogénicas transforman la S_F en S_a en el interior del reactor.

4.6 Resultados del análisis de sensibilidad promedio de los parámetros del modelo

A continuación se muestran los valores obtenidos de δ_j para uno de los

parámetros para cada una de las temperaturas y tiempos de retención celular calculados ordenados de mayor a menor, es decir, de mayor a menor relevancia.

Tabla 53. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 16 °C y TRC 40.

TA16-TRC40		TA16-TRC40	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	6.3962	$f_{AC}+f_{PRO}$	0.4691
μ_{ACO}	2.5981	Y_{ASRO}	0.4104
μ_{HSRO}	2.1682	$K_{T,ASRO}$	0.1352
$K_{T, HSRO}$	1.6941	b_{AO}	0.1329
b_{HSRO}	1.6677	b_{ASRO}	0.0867
$K_{a,ACO}$	1.6493	μ_{ASRO}	0.0623
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.3327	μ_{AO}	0.0237
Y_{AO}	1.3276	$K_{SO4,ASRO}$	0.0194
Y_{HSRO}	1.3059	$K_{F,AO}$	0.0156
b_{ACO}	1.1748	Y_{ACO}	0.0096
$K_{SO4,HSRO}$	0.6594	$K_{T, AO}$	0.0000
$K_{n, AO}$	0.5681	$K_{H2, SBR}$	0.0000
$K_{x, AO}$	0.5417		

Tabla 54. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 16 °C y TRC 55.

TA16-TRC55		TA16-TRC55	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	3.6412	$K_{x, AO}$	0.2452
μ_{ACO}	1.8610	Y_{ASRO}	0.2132
μ_{HSRO}	1.6568	$K_{T,ASRO}$	0.0686
b_{HSRO}	1.3323	b_{AO}	0.0535
$K_{a,ACO}$	1.2829	b_{ASRO}	0.0460
$K_{T, HSRO}$	1.1402	μ_{ASRO}	0.0216
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.1081	μ_{AO}	0.0097
b_{ACO}	0.9717	$K_{F,AO}$	0.0067
Y_{AO}	0.7588	Y_{ACO}	0.0065
Y_{HSRO}	0.6293	$K_{SO4,ASRO}$	0.0053
$K_{SO4,HSRO}$	0.5642	$K_{T, AO}$	0.0000
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.3054	$K_{H2, SBR}$	0.0000
$K_{n, AO}$	0.2495		

Tabla 55. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 25.

TA22-TRC25		TA22-TRC25	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	2.9066	$K_{T, HSRO}$	1.1318
μ_{ACO}	2.6907	Y_{AO}	1.0951
μ_{HSRO}	2.3606	Y_{HSRO}	1.0166
$K_{a,ACO}$	1.7173	$K_{SO4,HSRO}$	0.7765
b_{HSRO}	1.6858	$K_{n, AO}$	0.4345
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.4545	$K_{x, AO}$	0.4262
b_{ACO}	1.2120	$f_{AC}+f_{PRO}$	0.3682

TA22-TRC25	
Parámetro	δ_j
Y_{ASRO}	0.3220
b_{AO}	0.1042
b_{ASRO}	0.0695
$K_{T,ASRO}$	0.0670
μ_{ASRO}	0.0444
$K_{SO4,ASRO}$	0.0142

TA22-TRC25	
Parámetro	δ_j
μ_{AO}	0.0108
Y_{ACO}	0.0074
$K_{F,AO}$	0.0073
$K_{T,AO}$	0.0000
$K_{H2,SBR}$	0.0000

Tabla 56. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 40.

TA22-TRC40	
Parámetro	δ_j
μ_{ACO}	1.6883
μ_{HSRO}	1.5789
$K_{T,ACO}$	1.4457
b_{HSRO}	1.2558
$K_{a,ACO}$	1.2159
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.1145
b_{ACO}	0.9796
$K_{T,HSRO}$	0.5998
Y_{AO}	0.4711
$K_{SO4,HSRO}$	0.4557
Y_{HSRO}	0.3416
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.2785
$K_{n,AO}$	0.1342

TA22-TRC40	
Parámetro	δ_j
$K_{x,AO}$	0.1324
Y_{ASRO}	0.1251
b_{AO}	0.0359
$K_{T,ASRO}$	0.0338
b_{ASRO}	0.0255
μ_{ASRO}	0.0135
μ_{AO}	0.0059
Y_{ACO}	0.0059
$K_{F,AO}$	0.0040
$K_{SO4,ASRO}$	0.0036
$K_{T,AO}$	0.0000
$K_{H2,SBR}$	0.0000

Tabla 57. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 22 °C y TRC 55.

TA22-TRC55	
Parámetro	δ_j
μ_{ACO}	1.4067
μ_{HSRO}	1.3391
b_{HSRO}	1.1331
$K_{a,ACO}$	1.0587
$K_{T,ACO}$	1.0173
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.0015
b_{ACO}	0.9274
$K_{T,HSRO}$	0.4119
$K_{SO4,HSRO}$	0.3529
Y_{AO}	0.3420
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.3157
Y_{HSRO}	0.2073
Y_{ASRO}	0.0848

TA22-TRC55	
Parámetro	δ_j
$K_{n,AO}$	0.0814
$K_{x,AO}$	0.0797
$K_{T,ASRO}$	0.0232
b_{AO}	0.0216
b_{ASRO}	0.0163
μ_{ASRO}	0.0097
Y_{ACO}	0.0055
μ_{AO}	0.0044
$K_{F,AO}$	0.0028
$K_{SO4,ASRO}$	0.0022
$K_{T,AO}$	0.0000
$K_{H2,SBR}$	0.0000

Tabla 58. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 25.

TA28-TRC25		TA28-TRC25	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	4.1015	Y_{HSRO}	0.2571
$K_{T,HSRO}$	2.9174	$K_{x,AO}$	0.1146
$K_{H_2,SBR}$	1.9533	$K_{T,ASRO}$	0.1056
μ_{ACO}	1.6410	Y_{ASRO}	0.1011
μ_{HSRO}	1.5589	b_{ASRO}	0.0353
$K_{n,AO}$	1.3236	b_{AO}	0.0300
b_{HSRO}	1.2092	μ_{ASRO}	0.0256
$K_{a,ACO}$	1.1921	$K_{SO_4,ASRO}$	0.0136
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.1276	Y_{ACO}	0.0059
b_{ACO}	0.9776	$K_{F,AO}$	0.0046
$K_{SO_4,HSRO}$	0.4255	μ_{AO}	0.0035
Y_{AO}	0.3827	$K_{T,AO}$	0.0000
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.2973		

Tabla 59. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 40.

TA28-TRC40		TA28-TRC40	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	2.7909	$K_{T,ASRO}$	0.0690
$K_{T,HSRO}$	1.5532	$K_{n,AO}$	0.0575
μ_{ACO}	1.2048	$K_{x,AO}$	0.0560
μ_{HSRO}	1.1576	b_{ASRO}	0.0288
b_{HSRO}	0.9880	μ_{ASRO}	0.0229
$K_{a,ACO}$	0.9117	b_{AO}	0.0150
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.8904	$K_{SO_4,ASRO}$	0.0097
b_{ACO}	0.8297	$K_{F,AO}$	0.0094
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.3568	μ_{AO}	0.0093
$K_{SO_4,HSRO}$	0.2829	Y_{ACO}	0.0049
Y_{AO}	0.2642	$K_{T,AO}$	0.0000
Y_{HSRO}	0.1580	$K_{H_2,SBR}$	0.0000
Y_{ASRO}	0.0705		

Tabla 60. Análisis de sensibilidad de parámetros cinéticos para temperatura de 28 °C y TRC 55.

TA28-TRC55		TA28-TRC55	
Parámetro	δ_j	Parámetro	δ_j
$K_{T,ACO}$	2.0970	Y_{ASRO}	0.0681
μ_{ACO}	1.0938	$K_{T,ASRO}$	0.0528
$K_{T,HSRO}$	1.0535	$K_{n,AO}$	0.0387
$K_{H_2,SBR}$	1.0451	$K_{x,AO}$	0.0378
μ_{HSRO}	1.0024	b_{ASRO}	0.0269
b_{HSRO}	0.8882	μ_{ASRO}	0.0228
$K_{a,ACO}$	0.7906	$K_{F,AO}$	0.0148
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.7848	μ_{AO}	0.0138
b_{ACO}	0.7709	b_{AO}	0.0102
$f_{AC}+f_{PRO}$	0.3969	$K_{SO_4,ASRO}$	0.0085
Y_{AO}	0.2308	Y_{ACO}	0.0049
$K_{SO_4,HSRO}$	0.2301	$K_{T,AO}$	0.0000
Y_{HSRO}	0.1430		

Los parámetros son sensibles tanto a los estímulos de temperatura como a cambios en los TRC, Los efectos de la temperatura en el modelo debido a los cambios de parámetros cinéticos a bajos TRC son más pronunciados que a altos TRC.

Los parámetros más sensibles del modelo pertenecen a procesos en los cuales participan los organismos metanogénicos acetotróficos (X_{ACO}) y de las bacterias sulfatorreductoras heterótrofas (X_{HSRO}) que corresponden a características de velocidad de crecimiento, temperatura, consumo de S_a y velocidad de muerte (μ_{ACO} , μ_{HSRO} , b_{HSRO} , $K_{T,ACO}$, $K_{T,HSRO}$, $K_{a,ACO}$).

Existe un patrón en los resultados de los análisis de sensibilidad de los parámetros cinéticos, en el cual los parámetros mencionados siempre están ubicados entre los diez más sensibles, independiente de la temperatura y/o el TRC.

A menor TRC existe mayor grado de sensibilidad, a menor TRC todavía queda bastante materia orgánica por degradar por lo que una variación de la velocidad supone una gran variación en la materia orgánica degradada.

Al comparar los resultados de sensibilidad promedio de las analíticas del agua y de los parámetros del agua como resultado se obtiene:

- En las anteriores tablas se evidencia que para las temperaturas bajas las analíticas de DBO_{lim} y sulfato son las que tienen una mayor sensibilidad. No obstante, la sensibilidad de velocidad de crecimiento y muerte, además de coeficientes de temperatura de los organismos tienen valores superiores a las demás analíticas.
- Para los casos en los cuales la temperatura es de 28 °C y TRC bajo influye mucho más la cinética del modelo, especialmente las constantes de temperatura.
- La DBO_{lim} y sulfato son las analíticas más sensibles incluso más que los parámetros del modelo por tanto muestra la gran importancia de enfocar las campañas de muestreo para estas dos características del agua para un tratamiento anaerobio. No obstante, los demás parámetros de las arqueas metanogénicas acetotróficas y bacterias sulfatorreductoras muestran más

importancia que las demás características del agua, reflejando la gran importancia de calibrar los parámetros referentes a estos microorganismos.

- Los efectos del TRC son más significativos que los efectos de la temperatura para la gran mayoría de parámetros, en especial a TRC bajos.

5 CONCLUSIONES

A partir de la implementación del modelo BNRM2 modificado desarrollado por el grupo de investigación CALAGUA en el programa informático DESASS es posible simular los procesos llevados a cabo por las sulfatorreductoras en un sistema de biorreactor anaerobio de membranas.

Las simulaciones realizadas en el programa han permitido analizar las predicciones del modelo con respecto a distintas condiciones de operación que afectan el crecimiento de los microorganismos en un sistema anaerobio. Asimismo, las simulaciones permiten realizar un sin número de análisis de sensibilidad con el fin de determinar los parámetros y/o características del afluente más influyentes del modelo.

Las conclusiones de las simulaciones y dichos análisis de sensibilidad son las siguientes:



- En un sistema anaerobio de membranas es indispensable la producción de gas metano, y por consiguiente el crecimiento de arqueas metanogénicas. Con base en ello se debe evitar trabajar a bajos TRC y temperaturas, pues la combinación de estas condiciones propician un escenario altamente desfavorable para el crecimiento de estas arqueas, hasta el nivel inhibir su crecimiento por completo.
- Se ha evidenciado la competencia entre microorganismos por el sustrato disponible en el biorreactor, principalmente entre arqueas metanogénicas acetogénicas y bacterias sulfatorreductoras heterótrofas debido a la presencia de sulfato en el sistema.

- Los resultados de análisis de sensibilidad de las analíticas del agua resaltan la relevancia de concentrar los esfuerzos de la caracterización del agua en la DBO_{lim} y en el sulfato. Estas dos son las características que más influencia tienen ante la respuesta del modelo. una perturbación en las concentraciones iniciales repercute de manera contundente en el resultado de las variables de estado del estudio, especialmente en el caudal de biogás. Su importancia radica en ser componentes que definen la competencia entre arqueas metanogénicas y bacterias sulfatorreductoras, y una pequeña variación es importante para el desarrollo de uno u otro microorganismo.
- Los análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo muestran la gran importancia de la correcta calibración de los parámetros de crecimiento específico, muerte y constante de semisaturación del ácido acético referentes a las arqueas metanogénicas acetotróficas y a las bacterias sulfatorreductoras heterótrofas. La variación de cualquier de los parámetros anteriores afecta directamente el desempeño de los microorganismos por la competencia de sustrato.
- Los resultados obtenidos arrojan que la DBO_{lim} y el sulfato tienen mayor impacto en la respuesta del modelo que los principales parámetros del modelo referentes a los microorganismos predominantes. Sin embargo, en condiciones de temperatura que desfavorecen las arqueas metanogénicas la constante de temperatura de estas arqueas tiene mucha importancia.
- Los efectos del TRC y temperatura en el análisis de sensibilidad evidencian que si en el sistema existen condiciones desfavorables para el desarrollo de un determinado tipo de microorganismo, la sensibilidad individual de las analíticas y parámetros del modelo asociados al crecimiento de dicho microorganismo es elevada con respecto de las variables de estado referentes a sus productos finales de los procesos desarrollados. Caso contrario ocurre cuando en el biorreactor existen condiciones favorables para el desarrollo de cierto microorganismo, ya que independientemente de las variaciones de las características del agua y/o parámetros su crecimiento no se ve afectado.

6 ANEXOS

6.1 Caracterización del agua – Variación de parámetros y constantes estequiométricas.

PARÁMETRO A VARIAR	SST		%SSV		DQO		%DQO _{SOL}		DBO _{lim}		%DBO _{limSOL}		SO ₄		AGV	
	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%	-Δ10%	+Δ10%					
SST	346.486	283.489	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988	314.988
i_{SSTXI}	0.495	0.405	0.495	0.405	0.357	0.609	0.458	0.442	0.444	0.456	0.452	0.448	0.450	0.450	0.450	0.450
$i_{SSTXIBM}$	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700
i_{SSTXS}	0.626	0.512	0.626	0.512	0.569	0.569	0.580	0.559	0.561	0.577	0.572	0.567	0.569	0.569	0.569	0.569
i_{SSTBM}	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700
%SSV	80.602	80.602	88.663	72.542	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602	80.602
%SSNV	19.398	19.398	11.337	27.458	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398	19.398
SSV	279.276	228.499	279.276	228.499	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888	253.888
SSNV	67.210	54.990	35.711	86.489	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100	61.100
Xs	299.100	299.100	299.100	299.100	299.100	299.100	299.100	299.100	329.010	269.190	290.800	307.400	299.100	299.100	299.100	299.100
Sf	74.900	74.900	74.900	74.900	74.900	74.900	74.900	74.900	83.200	66.600	83.200	66.600	74.900	74.900	74.090	75.710
Sa	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.910	7.290
Xio	185.800	185.800	185.800	185.800	234.290	137.310	175.600	196.000	155.890	215.710	194.100	177.500	185.800	185.800	185.800	185.800
DQO	586.900	586.900	586.900	586.900	645.590	528.210	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900	586.900
DQO _{sol}	102.000	102.000	102.000	102.000	112.200	91.800	112.200	91.800	102.000	102.000	102.000	102.000	102.000	102.000	102.000	102.000
%DQO _{sol}	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379	19.117	15.642	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379	17.379
DBO _{lim}	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100	420.310	343.890	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100	382.100
DBO _{limsol}	83.000	83.000	83.000	83.000	83.000	83.000	83.000	83.000	91.300	74.700	91.300	74.700	83.000	83.000	83.000	83.000
%DBO _{limsol}	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	21.722	23.894	19.550	21.722	21.722	21.722	21.722
SO ₄	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	100.000	110.000	90.000	100.000	100.000
Si	19.000	19.000	19.000	19.000	29.200	8.800	29.200	8.800	10.700	27.300	10.700	27.300	19.000	19.000	19.000	19.000
AGV	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.910	7.290
Relación	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.5953	0.9349	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651	1.2651

 Valor que ha sufrido variación debido al parámetro a variar
 Valor que no sufre ninguna variación

6.2 Sensibilidad individual y promedio las analíticas del agua con diferentes condiciones de operación

6.2.1 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 16 y TRC 55

Tabla 61. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
AGV	0.0064	0.0165	0.0135	0.0122	0.0254	0.0161
DBO _{lim}	0.5336	0.6962	0.4276	0.1777	1.0661	0.6512
DQO	0.9499	0.0001	0.0007	0.0002	0.0001	0.4248
%DBO _{limSOL}	0.7802	0.0160	0.0072	0.0344	0.0016	0.3494
%DQO _{SOL}	0.9499	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.4248
%SSV	0.0003	0.0002	0.0010	0.0007	0.0006	0.0006
SO ₄	0.9428	0.6368	0.7720	0.1183	0.9456	0.7481
SST	0.0001	0.0000	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001

Tabla 62. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
AGV	0.0042	0.0039	0.0015	0.0082	0.0051
DBO _{lim}	0.7565	0.4587	0.1790	0.1404	0.4567
DQO	1.6388	0.0000	0.0000	0.0030	0.8194
%DBO _{limSOL}	0.2662	0.1809	0.0706	0.0046	0.1647
%DQO _{SOL}	0.3420	0.1276	0.0498	0.0000	0.1842
%SSV	0.0001	0.7058	1.3522	0.0149	0.7627
SO ₄	0.1532	0.1455	0.0567	0.3156	0.1920
SST	0.0000	0.7409	0.1017	0.0030	0.3739

Tabla 63. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
AGV	0.0444	0.0194	0.0638	0.0462
DBO _{lim}	5.8325	2.1508	7.8033	5.7601
DQO	0.0019	0.0001	0.0018	0.0015
%DBO _{limSOL}	0.1503	0.0609	0.2112	0.1537
%DQO _{SOL}	0.0000	0.0001	0.0001	0.0001
%SSV	0.0030	0.0005	0.0025	0.0023
SO ₄	4.9553	1.9031	6.7059	4.9378
SST	0.0006	0.0001	0.0005	0.0005

6.2.2 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 25

Tabla 64. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
AGV	0.0041	0.0238	0.0191	0.0144	0.0237	0.0185
DBO _{lim}	0.1326	1.0150	0.6049	0.1938	0.9572	0.6881
DQO	0.9667	0.0000	0.0004	0.0003	0.0002	0.4323
%DBO _{limSOL}	0.8142	0.0267	0.0038	0.0389	0.0033	0.3647
%DQO _{SOL}	0.9666	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.4323
%SSV	0.0005	0.0002	0.0022	0.0015	0.0012	0.0013
SO ₄	0.3575	1.1690	0.7022	0.0587	0.9945	0.7720
SST	0.0026	0.0018	0.0011	0.0011	0.0006	0.0016

Tabla 65. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
AGV	0.0050	0.0046	0.0018	0.0074	0.0051
DBO _{lim}	0.7391	0.4375	0.1735	0.1986	0.4492
DQO	1.6588	0.0000	0.0000	0.0031	0.8294
%DBO _{limSOL}	0.2679	0.1840	0.0729	0.0033	0.1665
%DQO _{SOL}	0.3428	0.1299	0.0515	0.0000	0.1851
%SSV	0.0002	0.7182	1.3699	0.0155	0.7734
SO ₄	0.1249	0.1190	0.0472	0.2513	0.1542
SST	0.0000	0.7458	0.1014	0.0030	0.3763

Tabla 66. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
AGV	0.0400	0.0140	0.0540	0.0396
DBO _{lim}	3.2563	0.7971	4.0181	3.0212
DQO	0.0005	0.0002	0.0003	0.0004
%DBO _{limSOL}	0.0584	0.0364	0.0947	0.0676
%DQO _{SOL}	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000
%SSV	0.0029	0.0008	0.0020	0.0021
SO ₄	2.4834	0.6775	3.1301	2.3398
SST	0.0223	0.0099	0.0124	0.0158

6.2.3 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 55

Tabla 67. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
AGV	0.0052	0.0288	0.0259	0.0168	0.0201	0.0210
DBO _{lim}	0.3377	1.2678	0.7869	0.1886	0.7833	0.7733
DQO	0.9197	0.0000	0.0005	0.0003	0.0003	0.4113
%DBO _{limSOL}	0.7795	0.0233	0.0028	0.0504	0.0167	0.3496
%DQO _{SOL}	0.9195	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.4112
%SSV	0.0006	0.0000	0.0026	0.0017	0.0015	0.0016
SO ₄	0.1155	1.7023	0.5139	0.0380	0.8716	0.8873
SST	0.0001	0.0000	0.0005	0.0003	0.0003	0.0003

Tabla 68. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
AGV	0.0051	0.0047	0.0021	0.0063	0.0048
DBO _{lim}	0.8650	0.5063	0.2258	0.2607	0.5300
DQO	1.8283	0.0000	0.0000	0.0031	0.9142
%DBO _{limSOL}	0.3059	0.2036	0.0907	0.0033	0.1892
%DQO _{SOL}	0.3816	0.1483	0.0661	0.0000	0.2073
%SSV	0.0001	0.8202	1.4955	0.0156	0.8529
SO ₄	0.0698	0.0650	0.0290	0.1681	0.0977
SST	0.0000	0.7686	0.1038	0.0031	0.3878

Tabla 69. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
AGV	0.0494	0.0055	0.0549	0.0427
DBO _{lim}	2.0483	0.3223	2.3647	1.8158
DQO	0.0004	0.0002	0.0002	0.0003
%DBO _{limSOL}	0.0260	0.0118	0.0379	0.0274
%DQO _{SOL}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
%SSV	0.0019	0.0009	0.0010	0.0014
SO ₄	0.9953	0.1939	1.1890	0.9022
SST	0.0003	0.0001	0.0002	0.0002

6.3 Sensibilidad individual y promedio de los parámetros del modelo con diferentes condiciones de operación

6.3.1 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 16 y TRC 55

Tabla 70. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 16 °C y TRC de 55 días

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f_{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0128	0.0017	0.0005	0.0009	0.0006	0.0058
K_{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{AO}	0.0286	0.0135	0.0089	0.0114	0.0251	0.0192
f_{AC}+f_{PRO (AO)}	0.0783	0.1096	0.0256	0.0015	0.1529	0.0919
K_{F, AO}	0.0100	0.0009	0.0011	0.0038	0.0008	0.0048
K_{n, AO}	0.1034	0.0537	0.0349	0.0162	0.0825	0.0661
K_{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{x, AO}	0.1008	0.0524	0.0338	0.0158	0.0804	0.0644
μ_{AO}	0.0110	0.0013	0.0015	0.0073	0.0023	0.0061
Y_{AO}	0.2099	0.1701	0.0997	0.0348	0.2511	0.1716
b_{ACO}	0.2400	1.4684	0.2241	0.8355	0.4587	0.7965
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{a, ACO}	0.3043	1.9214	0.2949	1.0744	0.5830	1.0359
K_{H2, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{T, ACO}	0.7974	5.3258	0.8270	3.2115	1.7232	2.9315
K_{T, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	0.4371	2.7898	0.4280	1.6370	0.9007	1.5263
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{ACO}	0.0023	0.0005	0.0006	0.0003	0.0005	0.0011
Y_{HMO}	0.0010	0.0000	0.0004	0.0003	0.0003	0.0005
b_{ASRO}	0.0086	0.0055	0.0033	0.0017	0.0079	0.0060
b_{HSRO}	0.4470	2.1594	0.3134	0.0515	0.4248	1.0143
K_{a, K_{PRO}(HSRO)}	0.3678	1.9081	0.2865	0.0504	0.3759	0.8946
K_{H2, SBR}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{SO4, ASRO}	0.0021	0.0002	0.0001	0.0001	0.0004	0.0010
K_{SO4, HSRO}	0.1617	0.9374	0.1464	0.0282	0.1448	0.4354
K_{T, ASRO}	0.0516	0.0258	0.0146	0.0074	0.0376	0.0316
K_{T, HSRO}	0.3008	2.3724	0.4052	0.0895	0.3165	1.0946
μ_{ASRO}	0.0034	0.0011	0.0007	0.0013	0.0007	0.0018
μ_{HSRO}	0.5105	2.8302	0.4276	0.0756	0.5317	1.3223
Y_{ASRO}	0.0623	0.0694	0.0262	0.0102	0.1005	0.0626
Y_{HSRO}	0.1949	0.2029	0.0552	0.0180	0.2849	0.1810

Tabla 71. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 16 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f_{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{AO}	0.0224	0.0221	0.0086	0.0040	0.0164
f_{AC+f_{PRO}(AO)}	0.0604	0.0566	0.0221	0.0081	0.0430
K_{F,AO}	0.0002	0.0002	0.0001	0.0000	0.0002
K_{n, AO}	0.0802	0.0601	0.0234	0.0116	0.0518
K_{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{x, AO}	0.0781	0.0585	0.0228	0.0114	0.0505
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0001	0.0002	0.0003
Y_{AO}	0.2100	0.1952	0.0761	0.0438	0.1499
b_{ACO}	0.0436	0.0413	0.0161	0.0810	0.0511
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{a,ACO}	0.0577	0.0547	0.0214	0.1063	0.0672
K_{H2, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{T,ACO}	0.1619	0.1533	0.0602	0.2938	0.1868
K_{T,HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	0.0838	0.0793	0.0310	0.1536	0.0973
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{ACO}	0.0019	0.0018	0.0007	0.0002	0.0013
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0001
b_{ASRO}	0.0090	0.0088	0.0034	0.0020	0.0066
b_{HSRO}	0.0917	0.0877	0.0342	0.1309	0.0927
K_{a, K_{PRO}(HSRO)}	0.0574	0.0545	0.0213	0.1177	0.0717
K_{H2, SBR}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{SO4,ASRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{SO4,HSRO}	0.0092	0.0083	0.0032	0.0601	0.0307
K_{T, ASRO}	0.0351	0.0341	0.0133	0.0069	0.0256
K_{T, HSRO}	0.0321	0.0329	0.0129	0.1549	0.0810
μ_{ASRO}	0.0001	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001
μ_{HSRO}	0.0852	0.0808	0.0316	0.1750	0.1066
Y_{ASRO}	0.0621	0.0582	0.0227	0.0169	0.0448
Y_{HSRO}	0.1831	0.1715	0.0668	0.0604	0.1333

Tabla 72. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 16 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f_{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0286	0.0073	0.0356	0.0267

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
K _{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{AO}	0.1072	0.0323	0.1374	0.1023
f _{AC} +f _{PRO (AO)}	0.6264	0.1869	0.8016	0.5971
K _{F, AO}	0.0127	0.0035	0.0160	0.0120
K _{n, AO}	0.5136	0.1510	0.6541	0.4880
K _{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{x, AO}	0.5046	0.1475	0.6435	0.4798
μ_{AO}	0.0235	0.0068	0.0187	0.0178
Y _{AO}	1.5416	0.5124	2.0085	1.4914
b _{ACO}	1.6524	0.6224	2.2424	1.6479
b _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{a, ACO}	2.1867	0.8115	2.9877	2.1884
K _{H2, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{T, ACO}	6.2351	2.1603	8.5118	6.2181
K _{T, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	3.1502	1.1967	4.3030	3.1555
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{ACO}	0.0133	0.0045	0.0175	0.0130
Y _{HMO}	0.0492	0.0056	0.0463	0.0392
b _{ASRO}	0.1063	0.0083	0.1168	0.0913
b _{HSRO}	2.3222	0.8760	3.1563	2.3182
K _{a, K_{PRO(HSRO)}}	1.8932	0.7172	2.5716	1.8896
K _{H2, SBR}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{SO4, ASRO}	0.0142	0.0060	0.0097	0.0105
K _{SO4, HSRO}	1.0413	0.2894	1.3036	0.9777
K _{T, ASRO}	0.1007	0.0875	0.1761	0.1276
K _{T, HSRO}	1.7724	0.6558	2.4517	1.7872
μ_{ASRO}	0.0571	0.0168	0.0452	0.0432
μ_{HSRO}	2.8061	1.0536	3.8944	2.8373
Y _{ASRO}	0.4340	0.1326	0.5583	0.4154
Y _{HSRO}	1.2774	0.4081	1.6489	1.2271

6.3.2 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 25

Tabla 73. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 25 días

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
b _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f _{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{PRO}	0.1998	0.9402	0.2282	0.9025	0.2899	0.6123
K _{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{AO}	0.0191	0.0184	0.0104	0.0123	0.0222	0.0171
f _{AC} +f _{PRO (AO)}	0.0491	0.2965	0.0461	0.0032	0.2408	0.1735
K _{F, AO}	0.0025	0.0014	0.0004	0.0047	0.0016	0.0026
K _{n, AO}	0.2604	0.8828	0.5373	0.1525	0.0582	0.4822
K _{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{x, AO}	0.0492	0.0718	0.0430	0.0166	0.0698	0.0540
μ_{AO}	0.0042	0.0020	0.0027	0.0082	0.0029	0.0046
Y _{AO}	0.0386	0.2394	0.1336	0.0369	0.2208	0.1592
b _{ACO}	0.1705	1.5992	0.4689	0.8986	0.1463	0.8527
b _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{a, ACO}	0.2051	1.9462	0.5707	1.0920	0.1694	1.0370
K _{H2, HMO}	0.5486	1.8464	0.4118	2.2586	0.8283	1.3905
K _{T, ACO}	0.6964	6.3308	1.8703	5.9002	1.3853	4.0198
K _{T, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	0.2880	2.6732	0.7808	1.5805	0.2909	1.4437
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{ACO}	0.0013	0.0013	0.0003	0.0004	0.0006	0.0009
Y _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{ASRO}	0.0018	0.0060	0.0065	0.0017	0.0079	0.0054
b _{HSRO}	0.3204	2.0414	0.5789	0.0447	0.8586	1.0338
K _{a, K_{PRO (HSRO)}}	0.2896	1.9721	0.5707	0.0495	0.8067	0.9952
K _{H2, SBR}	0.5486	1.8464	0.4118	2.2586	0.8283	1.3905
K _{SO4, ASRO}	0.0035	0.0007	0.0013	0.0003	0.0002	0.0017
K _{SO4, HSRO}	0.1245	0.6637	0.1835	0.0114	0.3023	0.3409
K _{T, ASRO}	0.0756	0.0832	0.0445	0.0154	0.0767	0.0644
K _{T, HSRO}	0.5861	5.4209	1.7085	0.1843	3.0431	2.8963
μ_{ASRO}	0.0069	0.0042	0.0004	0.0004	0.0017	0.0037
μ_{HSRO}	0.3910	2.7163	0.7915	0.0693	1.1543	1.3780
Y _{ASRO}	0.0149	0.1206	0.0493	0.0123	0.1061	0.0756
Y _{HSRO}	0.0400	0.3102	0.1083	0.0198	0.2624	0.1891

Tabla 74. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
b _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f _{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{PRO}	0.1837	0.1595	0.0613	0.0705	0.1303
K _{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{AO}	0.0211	0.0208	0.0082	0.0050	0.0156
f _{AC} +f _{PRO (AO)}	0.0743	0.0699	0.0277	0.0315	0.0552

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
$K_{F, AO}$	0.0003	0.0003	0.0001	0.0005	0.0003
$K_{n, AO}$	2.8992	2.9451	0.0289	0.1302	2.0674
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{x, AO}$	0.0732	0.0545	0.0216	0.0145	0.0474
μ_{AO}	0.0004	0.0004	0.0002	0.0006	0.0004
Y_{AO}	0.1997	0.1856	0.0735	0.0550	0.1438
b_{ACO}	0.0794	0.0754	0.0299	0.1533	0.0953
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{a, ACO}$	0.0974	0.0924	0.0367	0.1864	0.1163
$K_{H2, HMO}$	0.3868	0.3355	0.1247	0.1277	0.2711
$K_{T, ACO}$	0.3072	0.2920	0.1163	0.5878	0.3670
$K_{T, HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	0.1337	0.1270	0.0503	0.2549	0.1593
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{ACO}	0.0024	0.0023	0.0009	0.0003	0.0017
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{ASRO}	0.0100	0.0097	0.0039	0.0023	0.0073
b_{HSRO}	0.1282	0.1229	0.0487	0.2052	0.1379
$K_{a, K_{PRO}(HSRO)}$	0.0985	0.0939	0.0372	0.2002	0.1224
$K_{H2, SBR}$	0.3868	0.3355	0.1247	0.1277	0.2711
$K_{SO4, ASRO}$	0.0001	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001
$K_{SO4, HSRO}$	0.0641	0.0618	0.0246	0.0623	0.0557
$K_{T, ASRO}$	0.0768	0.0751	0.0297	0.0208	0.0567
$K_{T, HSRO}$	0.0942	0.0858	0.0347	0.5742	0.2946
μ_{ASRO}	0.0004	0.0003	0.0001	0.0000	0.0003
μ_{HSRO}	0.1357	0.1293	0.0514	0.2764	0.1689
Y_{ASRO}	0.0607	0.0570	0.0226	0.0248	0.0449
Y_{HSRO}	0.1566	0.1470	0.0582	0.0730	0.1171

Tabla 75. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 25 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	2.1348	0.5317	2.4128	2.1348
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{AO}	0.0571	0.0140	0.0703	0.0571
$f_{AC}+f_{PRO}(AO)$	0.5764	0.1644	0.7338	0.5764
$K_{F, AO}$	0.0103	0.0007	0.0108	0.0103
$K_{n, AO}$	1.1472	0.1109	1.1974	1.1472
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{x, AO}$	0.2283	0.0553	0.2807	0.2283



PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
μ_{AO}	0.0049	0.0004	0.0043	0.0049
Y_{AO}	0.7756	0.1899	0.9543	0.7756
b_{ACO}	1.7023	0.4730	2.1623	1.7023
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{a,ACO}$	2.0779	0.5710	2.6416	2.0779
$K_{H_2, HMO}$	3.9691	1.4363	4.2431	3.9691
$K_{T,ACO}$	6.7326	2.1986	8.3890	6.7326
$K_{T,HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	2.8491	0.8112	3.6077	2.8491
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{ACO}	0.0124	0.0030	0.0153	0.0124
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{ASRO}	0.0933	0.0147	0.0752	0.0933
b_{HSRO}	2.1271	0.5942	2.6924	2.1271
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	1.9526	0.5479	2.4767	1.9526
$K_{H_2, SBR}$	3.9691	1.4363	4.2431	3.9691
$K_{SO_4, ASRO}$	0.0346	0.0017	0.0318	0.0346
$K_{SO_4, HSRO}$	0.7583	0.2232	0.9767	0.7583
$K_{T, ASRO}$	0.1439	0.1122	0.2585	0.1439
$K_{T, HSRO}$	4.6713	1.0980	6.0677	4.6713
μ_{ASRO}	0.0728	0.0271	0.0421	0.0728
μ_{HSRO}	2.6948	0.7349	3.4279	2.6948
Y_{ASRO}	0.1831	0.0440	0.2248	0.1831
Y_{HSRO}	0.4640	0.1173	0.5750	0.4640

6.3.3 Análisis de sensibilidad de las analíticas a Temperatura 28 y TRC 55

Tabla 76. Análisis de sensibilidad individual en el efluente a 28 °C y TRC de 55 días

PARÁMETRO	DQO _{SOL}	SO ₄	H ₂ S	S _a	S _{PRO}	δ_j
b _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
f _{AC, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{T, PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{AO}	0.0100	0.0109	0.0057	0.0116	0.0116	0.0102
f _{AC+f_{PRO (AO)}}	0.0374	0.6841	0.2423	0.0228	0.3469	0.3603
K _{F,AO}	0.0055	0.0021	0.0055	0.0060	0.0026	0.0047
K _{n, AO}	0.0164	0.0450	0.0278	0.0080	0.0287	0.0281
K _{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{x, AO}	0.0164	0.0439	0.0271	0.0078	0.0279	0.0274
μ _{AO}	0.0064	0.0026	0.0055	0.0108	0.0047	0.0066
Y _{AO}	0.0293	0.2654	0.1573	0.0270	0.1564	0.1557
b _{ACO}	0.0771	1.4653	0.6022	1.0685	0.0269	0.8554
b _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{a,ACO}	0.0790	1.4992	0.6158	1.0955	0.0308	0.8757
K _{H2, HMO}	0.0961	1.0157	0.3771	1.0322	0.2100	0.6772
K _{T,ACO}	0.2421	3.7733	1.5049	3.5085	0.5404	2.4151
K _{T,HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ _{ACO}	0.1872	2.0429	0.7816	1.9447	0.3301	1.3199
μ _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{ACO}	0.0003	0.0031	0.0006	0.0004	0.0011	0.0015
Y _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{ASRO}	0.0015	0.0032	0.0083	0.0009	0.0036	0.0044
b _{HSRO}	0.1746	1.7310	0.6968	0.0514	1.1758	0.9897
K _{a,K_{PRO(HSRO)}}	0.1493	1.5590	0.6337	0.0489	1.0269	0.8844
K _{H2, SBR}	0.0961	1.0157	0.3771	1.0322	0.2100	0.6772
K _{SO4,ASRO}	0.0015	0.0007	0.0016	0.0006	0.0007	0.0011
K _{SO4,HSRO}	0.0521	0.4170	0.1647	0.0101	0.3049	0.2437
K _{T, ASRO}	0.0308	0.0674	0.0398	0.0111	0.0416	0.0423
K _{T, HSRO}	0.1557	2.2148	0.9525	0.0985	1.5940	1.2952
μ _{ASRO}	0.0041	0.0053	0.0035	0.0004	0.0014	0.0035
μ _{HSRO}	0.1899	1.9702	0.8026	0.0629	1.3676	1.1346
Y _{ASRO}	0.0086	0.1750	0.0788	0.0106	0.0941	0.0958
Y _{HSRO}	0.0166	0.3741	0.1520	0.0115	0.1907	0.1999

Tabla 77. Análisis de sensibilidad individual en la purga a 28 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
b _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

PARÁMETRO	DQO total	SST	%SSV	Alk	δ_j
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{AO}	0.0129	0.0123	0.0055	0.0029	0.0094
$f_{AC}+f_{PRO(AO)}$	0.0916	0.0850	0.0378	0.0940	0.0804
$K_{F,AO}$	0.0002	0.0002	0.0001	0.0000	0.0002
$K_{n, AO}$	0.0425	0.0311	0.0138	0.0094	0.0276
$K_{T, AO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{x, AO}$	0.0414	0.0303	0.0135	0.0091	0.0269
μ_{AO}	0.0004	0.0003	0.0002	0.0002	0.0003
Y_{AO}	0.1974	0.1821	0.0810	0.0622	0.1437
b_{ACO}	0.0783	0.0728	0.0324	0.1834	0.1074
b_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{a,ACO}$	0.0809	0.0752	0.0335	0.1876	0.1101
$K_{H2, HMO}$	0.2351	0.2000	0.0857	0.1063	0.1688
$K_{T,ACO}$	0.2084	0.1940	0.0853	0.4597	0.2737
$K_{T,HMO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{ACO}	0.1195	0.1110	0.0457	0.2448	0.1489
μ_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y_{ACO}	0.0030	0.0028	0.0012	0.0000	0.0022
Y_{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b_{ASRO}	0.0074	0.0070	0.0031	0.0023	0.0054
b_{HSRO}	0.1099	0.1026	0.0456	0.2253	0.1373
$K_a, K_{PRO(HSRO)}$	0.0841	0.0783	0.0348	0.2039	0.1183
$K_{H2, SBR}$	0.2351	0.2000	0.0857	0.1063	0.1688
$K_{SO4,ASRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001
$K_{SO4,HSRO}$	0.0440	0.0414	0.0185	0.0517	0.0408
$K_{T, ASRO}$	0.0605	0.0573	0.0254	0.0170	0.0444
$K_{T, HSRO}$	0.0057	0.0071	0.0032	0.2991	0.1496
μ_{ASRO}	0.0002	0.0002	0.0001	0.0003	0.0002
μ_{HSRO}	0.1062	0.0990	0.0441	0.2580	0.1497
Y_{ASRO}	0.0521	0.0482	0.0215	0.0339	0.0408
Y_{HSRO}	0.1112	0.1030	0.0458	0.0823	0.0892

Tabla 78. Análisis de sensibilidad individual en el biogás a 28 °C y TRC de 55 días.

PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
b_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$f_{AC, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
$K_{T, PRO}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ_{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000



PARÁMETRO	Q gas	%CH ₄	Q CH ₄	δ_j
Y _{PRO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{AO}	0.0124	0.0023	0.0146	0.0111
f _{AC} +f _{PRO (AO)}	0.7068	0.1394	0.8344	0.6364
K _{F, AO}	0.0349	0.0019	0.0361	0.0290
K _{n, AO}	0.0684	0.0111	0.0784	0.0604
K _{T, AO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{x, AO}	0.0670	0.0108	0.0767	0.0591
μ _{AO}	0.0315	0.0019	0.0328	0.0263
Y _{AO}	0.4311	0.0705	0.4946	0.3810
b _{ACO}	1.1706	0.2586	1.4105	1.0688
b _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
K _{a, ACO}	1.2029	0.2641	1.4492	1.0980
K _{H2, HMO}	2.2344	0.3104	2.3687	1.8885
K _{T, ACO}	3.0691	0.8280	3.6334	2.7872
K _{T, HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
μ _{ACO}	1.5073	0.5822	1.7169	1.3612
μ _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Y _{ACO}	0.0104	0.0020	0.0123	0.0094
Y _{HMO}	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
b _{ASRO}	0.0705	0.0100	0.0585	0.0532
b _{HSRO}	1.3428	0.2980	1.6127	1.2238
K _{a, K_{PRO (HSRO)}}	1.1705	0.2613	1.4092	1.0683
K _{H2, SBR}	2.2344	0.3104	2.3687	1.8885
K _{SO4, ASRO}	0.0220	0.0021	0.0193	0.0169
K _{SO4, HSRO}	0.3638	0.0800	0.4392	0.3325
K _{T, ASRO}	0.0718	0.0310	0.1024	0.0744
K _{T, HSRO}	1.3894	0.2878	1.6815	1.2703
μ _{ASRO}	0.0614	0.0118	0.0478	0.0454
μ _{HSRO}	1.4900	0.3253	1.7908	1.3580
Y _{ASRO}	0.0380	0.0038	0.0411	0.0324
Y _{HSRO}	0.0772	0.0117	0.0877	0.0678

7 BIBLIOGRAFÍA

Aceves-Lara, C. A., Latrille, E. & Steyer, J. P. (2010). Optimal control of hydrogen production in a continuous anaerobic fermentation bioreactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(19), 10710-10718.

Allison, J. D., Brown, D. S. & Novo-Gradac, K. J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 EPA/600/3-91/021. Washington D.C.: USEPA.

Asensi, E.. (2015). Membranas. Trabajo presentado en tratamientos físico-químico de aguas residuales, Febrero, España.

Barat Baviera, R.; Serralta Sevilla, J.; Ruano García, MV.; Jiménez Douglas, E.; Ribes Bertomeu, J.; Seco Torrecillas, A.; Ferrer, J. (2013). Biological Nutrient Removal Model N° 2 (BNRM2): A general model for Wastewater Treatment Plants. *Water Science and Technology*. 67(7):1481-1489. doi:10.2166/wst.2013.004.

Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T., Siegrist, H. & Vavilin, V. A. (2002). Anaerobic digestion model No. 1. IWA Task group for mathematical modelling of anaerobic digestion processes. London: IWA Scientific and Technical Report No. 13.

Cirne, D. G., van der Zee, F. P., Fdz-Polanco, M. & Fdz-Polanco, F. (2008). Control of sulphide during anaerobic treatment of S-containing wastewaters by adding limited amounts of oxygen or nitrate. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(2), 93-105.

Costello, D. J., Greenfield, P. F. & Lee, P. L. (1991). Dynamic modelling of a singlestage high rate anaerobic reactor - I. Model derivation. *Water Research*, 25(7), 847-858.

Durán, F., (2013) Modelación matemática del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas incluyendo las bacterias sulfatorreductoras. Aplicación a un biorreactor anaerobio de membranas.

Eastman, J. A. & Ferguson, J. F. (1981). Solubilization of particulate organic matter during the acid-phase of anaerobic digestion. *Journal, Water Pollution Control Federation*, 53(3), 352-366.

Elefsiniotis, P., Wareham, D. G. & Oldham, W. K. (1996). Particulate organic carbon solubilization in an acid phase upflow anaerobic sludge blanket system. *Environmental Science & Technology*, 30, 1508-1514.

Esposito, G., Lens, P. & Pirozzi, F. (2009). User-friendly mathematical model for the design of sulfate reducing H_2/CO_2 fed bioreactors. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), 167-175.

Fdz.-Polanco, M., Pérez-Elvira, S. I., Díaz, I., García, L., Torío, R. & Acevedo, A. F. (2009b). Eliminación de H_2S en digestión anaerobia de lodos por procesos microaerofilicos: experiencia en planta piloto. *Tecnología del Agua*, 29(304), 58-64.

Ferrer, J. & Seco, A. (2007). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Valencia: Editorial UPV.

Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., Morenilla, J. J. & Llavador, F. (2008). DESASS: A software tool for design, simulating and optimising WWTPs. *Environmental Modelling & Software*, 23, 19-26.

Gavala, H. N., Yenal, U., Skiadas, I. V., Westermann, P. & Ahring, B. K. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*, 37(19), 4561-4572.

Grady, C. P., Daigger, G. T., Love, N. G. & Filipe, C. D. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. Boca Raton: Taylor & Francis Group.

Grady, C. P., Gujer, W., Henze, M., Marais, G. v. & Matsuo, T. (1986). A model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Science & Technology*, 18(6), 47-61.

Grethlein, H. E. (1978). Anaerobic digestion and membrane separation of domestic wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 50(4), 754-763.

Hao, O. J. (2003). Sulphate-reducing bacteria. In D. Mara & N. Horan (Eds.), Handbook of Water and Wastewater Microbiology(pp. 459-468). London: Academic Press Inc.

Henze, M., Grady, C. P., Gujer, W., Marais, G. v. & Matsuo, T. (1987). Activated sludge model No. 1. London: IAWPRC Scientific and Technical Report No.1.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C. & Marais, G. v. (1995). Activated sludge model No. 1. London: IWAQ Scientific and Technical Report No. 2.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M. & Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. Science of the Total Environment, 409(14), 2693-2699.

Jeison, D. (2007). Anaerobic membrane bioreactor for wastewater treatment: Feasibility and potential applications. PhD-Thesis. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Jiménez, E. (2010). Modelación matemática del proceso de nitrificación en dos etapas. Desarrollo de metodologías de calibración del modelo para un reactor SHARON y un proceso de fangos activados. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.

Jiménez, E., Giménez, J. B., Seco, A., Ferrer, J. & Serralta, J. (2012). Effect of pH, substrate and free nitrous acid concentrations on ammonium oxidation rate. Bioresource Technology, 124, 478-484.

Kalyuzhnyi, S. & Fedorovich, V. (1997). Integrated mathematical model of UASB reactor for competition between sulphate reduction and methanogenesis. Water Science & Technology, 36(6-7), 201-208.

Kalyuzhnyi, S. & Fedorovich, V. (1998). Mathematical modelling of competition between sulphate reduction and methanogenesis in anaerobic reactors. Bioresource Technology, 65, 227-242.

Kalyuzhnyi, S., Fedorovich, V., Lens, P., Hulshoff Pol, L. & Lettinga, G. (1998). Mathematical modelling as a tool to study population dynamics between sulfate reducing and methanogenic bacteria. *Biodegradation*, 9, 187-199.

Leonardos, G., Kendall, D. & Barnard, N. (1969). Odour threshold determinations of 53 odorant chemicals. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 19(2), 91-95.

Li, A., Kothari, D. & Corrado, J. J. (1985). Application of membrane anaerobic reactor system for the treatment of industrial wastewaters. 39th Industrial Waste Conference. W Lafayette, IN, USA.

Lin, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., Hong, H. & Zhang, Y. (2013). A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*, 314, 169-188.

Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H. & Lettinga, G. (2004). Anaerobic stabilisation and conversion of biopolymers in primary sludge- Effect of temperature and sludge retention time. *Water Research*, 38(4), 938-991.

Martí, N. (2007). Estudio de las estrategias de operación de la digestión anaerobia de fangos para optimizar la recuperación de fósforo en EDAR. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Química, Universitat de València, Valencia, España.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. (4th ed.). New York: McGraw-Hill

Modelling, simulation and control of the filtration process in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating urban wastewater)

Münch, E. v., Keller, J., Lant, P. & Newell, R. (1999). Mathematical modelling of prefermenters - I. Model development and verification. *Water Research*, 33(12), 2757-2768.

O'Flaherty, V., Mahony, T., O'Kennedy, R. & Colleran, E. (1998). Effect of pH on growth kinetics and sulphide toxicity thresholds of a range of methanogenic, syntrophic and sulphate-reducing bacteria. *Process Biochemistry*, 33(5), 555-569.

Pavlostathis, S. G. & Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetic of anaerobic treatment. *Water Science & Technology*, 24(8), 35-59.

Schink, B. (1995). Diversity, ecology and isolation of acetogenic bacteria. En H. L. Drake (Ed.), *Acetogenesis* (págs. 197-235). New York: Chapman & Hall.

Siegrist, H., Rengli, D. & Gujer, W. (1993). Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage sludge treatment. *Water Science & Technology*, 27(2), 25-36.

Siegrist, H., Vogt, D., García-Heras, J. & Gujer, W. (2002). Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion. *Environmental Science & Technology*, 36, 1113-1123.

Soto, M., Méndez, R. & Lema, J. M. (1993). Operación y control de digestores anaerobios (II). *Ingeniería Química*, 25(295), 131-136.

Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., Brindle, K. (2000). Membrane bioreactors for wastewater treatment

Teichgräber, B. (2000). Acidification of primary sludge to promote increased biological phosphorus elimination and denitrification. *Water Science & Technology*, 41(9), 163-170.

Vanrolleghem, P. A. & Dochain, D. (1998). Bioprocess model identification. In J. F. van Impe, P. A. Vanrolleghem & D. Inseerantant (Eds.), *Advanced instrumentation, data interpretation, and control of biotechnological processes* (pp. 251-318). Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Widdel, F. (1988). Microbiology and ecology of sulphate and sulphur-reducing bacteria. In A. Zehnder, *Biology of anaerobic microorganisms* (pp. 469-585). New York: Wiley.

Zabranska, I., Stepova, J., Wachtl, R., Jenieek, P. & Dohanyos, M. (2000). The activity of anaerobic biomass in thermophilic and mesophilic digesters at different loading rates. *Water Science & Technology*, 42(9), 49-56.