



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

**MODELACIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE PURINES DE CERDO.
FRACCIONAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

CRISTIÁN PATRICIO LÓPEZ CAROCA

**PROFESOR GUÍA:
MARÍA PIA MENA PATRI**

**MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
JORGE CASTILLO GONZALEZ
GABRIELA CASTILLO MORALES
IGNACIO REBOLLEDO ABARCA**

**SANTIAGO DE CHILE
MAYO 2009**

RESUMEN DE LA MEMORIA
PARA OPTAR AL TITULO DE
INGENIERO CIVIL
POR: CRISTIÁN LÓPEZ CAROCA
FECHA: 05/05/2009
PROF. GUIA: Sra. MARÍA PIA MENA

“MODELACIÓN DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE PURINES DE CERDO.
FRACCIONAMIENTO DE MATERIA ORGÁNICA”

El objetivo de este trabajo de título es el tratamiento de aguas residuales provenientes de la cría intensiva de cerdos, mediante la utilización de modelos para tratamiento mediante lodos activados. Para su implementación se requiere la determinación de los parámetros de entrada a los modelos, los cuales son las fracciones de la Demanda Química de Oxígeno. Así el objetivo principal de este estudio es la determinación del fraccionamiento de la materia orgánica existente en purines de cerdo en términos relativos a la DQO total que poseen.

Para lograrlo se realizan ensayos de laboratorio en reactores de tipo batch secuencial en los cuales se agrega oxígeno mediante aireación de forma intermitente, midiendo la tasa de consumo de oxígeno a través del tiempo durante el período de funcionamiento del sistema.

El cálculo de las fracciones de la DQO se realiza utilizando como base valores históricos con que se cuenta de mediciones de las plantas de tratamiento, el cual es el punto de partida para comprobar las manipulaciones necesarias a las muestras para su adaptación a escala de laboratorio.

El análisis se realiza para purines de cerdo tratados mediante lodos activados diferenciados en dos casos distintos: cuando existe un tratamiento previo mediante digestión anaeróbica en un biodigestor y cuando no lo hay. Los resultados de ambos casos son distintos y se pueden establecer comparaciones para determinar un nivel de tratamiento más adecuado. De paso se determinan dos constantes cinéticas que tienen relación con la biomasa heterótrofa, las cuales pueden ser utilizadas también dentro de los modelos matemáticos de lodos activados.

Los porcentajes resultantes en cada caso tienen coherencia con las condiciones de tratamiento existentes y las características de los purines, por lo cual se puede considerar que estos valores son representativos del sistema.

AGRADECIMIENTOS

Es mucha la gente que se viene a la mente. Recuerdos de personas y situaciones varias que marcan en la vida. Todas aquellas personas que se sienten parte de mi vida tienen mis más sinceros agradecimientos.

No puedo sino agradecer en primer lugar a Dios.

También quiero agradecer a las personas que me han dado todo, y decir todo es poco: a mis padres. Muchas gracias por su apoyo, por su preocupación, por su paciencia y cariño incondicional. Espero nunca defraudarlos. Gracias a mi hermano, con quien puedo pelear, pero lo quiero porque para mi es único.

Muchas gracias a mi familia, todos. Es una institución muy importante para mi.

A la persona que está conmigo, que me aguanta, me hace reír, me relaja y siempre está para mí. Para la niña de mis ojos, mi Paz.

A mis amigos... muchos, muchísimos. Mucha gente valiosa que he conocido desde niño. Mis grandes amigos Raúl, Migue, Orlando, Horacio, Luchito, Yofer y muchos más del DIE. A mis amigos del barrio: Fabián, César, Efra, Mati, Ariel, Claudio, Álvaro, Vicho, etc. Son muchos, pero gracias a todos. A mis grandes amigas Linda y Pati. A mis compañeros civiles, el grupo de los profesores "hidraulicistas" que siempre tienen una buena talla para alegrar hasta el rato más gris.

Especiales agradecimientos a mis compadres del GMI, con quienes se pasaron muchas horas de ocio cultivando el amor por la música. Hernán, Rubén, Emil, Julio, Chanchi, etc. Y no puedo dejar de agradecer a mis grandes compadres del grupo "La Coyoma": Gonzalo, Carlos y Gustavo, sin ustedes esto se me hubiera hecho muchísimo más difícil. A los amigos del Gcine: Mago, Álvaro, Max, Yupa, Pato. Un abrazo especial a mi primo Andrés, por los buenos veranos.

Muchos agradecimientos para don Guillermo Mella, nadie más tiene tanta paciencia y buena disposición conmigo y todo el GMI. Muy buen amigo y te deseo lo mejor en la vida.

A mis profesores, que me aguantaron bastante. A mi profesora guía por la paciencia y los consejos. A la profesora Gaby, muchas gracias por todo, por acogerme en el laboratorio y siempre estar dispuesta hasta para explicarme la respuesta más obvia. Por sus consejos y regaños. Y a los funcionarios del laboratorio de Calidad de Aguas.

A la facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, con sus noches de estudio y sus tocatas, los controles y las pichangas. A los funcionarios y académicos.

Solo tengo palabras de agradecimiento para todos, cada uno es parte importante de mi vida. Que les vaya cada día mejor...

ÍNDICE DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	7
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS PURINES DE CERDO.....	9
2.1 IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS PURINES DE CERDO	9
2.2 CARACTERÍSTICAS DE LOS PURINES DE CERDO	10
CAPÍTULO 3. ASPECTOS TEÓRICOS DE LA DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y LA MODELACIÓN MATEMÁTICA	13
3.1 GENERALIDADES	13
3.2 FUNDAMENTOS SOBRE LA DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA	13
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS PARA AGUAS RESIDUALES	14
3.3.1 Formulación de un modelo matemático de tratamiento de aguas residuales	15
3.3.2 Definición de los parámetros incorporados en un modelo de aguas residuales: Estequiometría y Cinética.	15
3.3.3 Parámetros de entrada a un modelo de aguas residuales	21
3.4 FRACCIONAMIENTO DE DQO	22
3.5 FRACCIONAMIENTO DE NITRÓGENO	23
3.6 TASA DE CONSUMO DE OXÍGENO	24
3.7 ALCALINIDAD	25
3.8 PARÁMETROS ESTEQUIOMÉTRICOS	25
3.9 PARÁMETROS CINÉTICOS.....	26
3.10 APLICACIÓN PRÁCTICA DEL MARCO TEÓRICO	30
CAPÍTULO 4. DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN PURINES DE CERDO: PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL Y RESULTADOS.....	31
4.1 METODOLOGÍA.....	31
4.1.1 Fundamento	31
4.1.2 Muestras	31
4.1.3 Materiales.....	32
4.2 PROCEDIMIENTO	34
4.2.1 Cálculo de las fracciones de DQO	34
4.2.2 Cálculo de parámetros estequiométricos, cinéticos y otros.	37
4.2.3 Trabajo práctico	39
4.3 RESULTADOS	41
4.3.1 Purines sin tratamiento con Biodigestor	41
4.3.2 Purines con tratamiento previo mediante Biodigestor	44
4.3.3 Resumen de los resultados	47

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	49
5.1 ANÁLISIS DE RESULTADOS	49
5.1.1 % Recuperación DQO	50
5.1.2 DQO biomasa heterótrofa	50
5.1.3 DQO rápidamente biodegradable	54
5.1.4 DQO no biodegradable disuelta	54
5.1.5 DQO no biodegradable particulada y DQO lentamente biodegradable	55
5.1.6 Otros parámetros	56
5.1.7 Representatividad de los resultados	57
5.2 COMENTARIOS	58
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES	59
6.1 CONCLUSIONES	59
6.2 RECOMENDACIONES	60
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	61
GLOSARIO	63
ANEXOS	65
A1. DETALLE DE MEDICIONES	65
A1.1 Purines sin tratamiento previo mediante Biodigestor	65
A1.2 Purines con tratamiento previo mediante Biodigestor	71
A2. FORMULACIÓN DEL MODELO: ECUACIONES	77
A3. RESULTADOS PARA Y_H CALCULADO	79
A4. TRANSFERENCIA DE OXÍGENO	80
A5. PRUEBAS PRELIMINARES: AGUA SERVIDA SINTÉTICA INOCULADA	81

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Parámetros de entrada al sistema biológico de las plantas de tratamiento, caso sin tratamiento con Biodigestor.....	11
Tabla 2.2. Parámetros de entrada al sistema biológico de las plantas de tratamiento, caso con tratamiento con Biodigestor.....	12
Tabla 3.1. Dependencias e información relevante para los coeficientes.....	18
Tabla 3.2. Parámetros y características que deben ser evaluados e información necesaria.	19
Tabla 3.3. Notación matricial del modelo de aguas residuales	20
Tabla 3.4. Valores típicos de los parámetros estequiométricos que aparecen en la literatura. ...	26
Tabla 3.5. Unidades y valores típicos de los parámetros cinéticos, incluyendo sus rangos determinados, aparecidos en la literatura.....	29
Tabla 4.1. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso sin tratamiento con BD.	44
Tabla 4.2. Valores resultante de los parámetros cinéticos calculados, caso sin BD	44
Tabla 4.3. DQO totalmente biodegradable, caso sin biodigestor	44
Tabla 4.4. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso con tratamiento con BD.	47
Tabla 4.5. Valores resultante de los parámetros cinéticos calculados, caso sin BD	47
Tabla 4.6. DQO totalmente biodegradable, caso con biodigestor.....	47
Tabla 4.7. Resumen de resultados de porcentajes de las fracciones de DQO.	48
Tabla 4.8. Valores resultantes de los parámetros cinéticos calculados, caso con BD	48
Tabla 4.9. Valores resultantes de la fracción biodegradable de la DQO, en valor absoluto y porcentaje de la DQO total.	48
Tabla 5.1. Relación DQO biodegradable / DQO total, caso sin biodigestor	57
Tabla 5.2. Relación DQO biodegradable / DQO total, caso con biodigestor	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. Fraccionamiento de la DQO afluente al sistema de tratamiento biológico en sus factores constituyentes.....	22
Figura 3.2. Fraccionamiento de los componentes nitrogenados del afluente al sistema de tratamiento.....	23
Figura 3.3. Tasa de consumo de oxígeno teórica en un reactor aireado, para aguas residuales municipales.....	24
Figura 4.1. Equipamiento utilizado para el trabajo práctico en laboratorio.....	33
Figura 4.2. Reactor secuencial <i>batch</i> en funcionamiento con purines de cerdo.....	41
Figura 4.3. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-1.....	42
Figura 4.4. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-2.....	43
Figura 4.5. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-3.....	43
Figura 4.6. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-1.....	45
Figura 4.7. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-1.....	46
Figura 4.8. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-1.....	46
Figura 5.1. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo sin BD-1.....	51
Figura 5.2. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo sin BD-2.....	51
Figura 5.3. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo sin BD-3.....	52
Figura 5.4. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo con BD-1.....	53
Figura 5.5. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo con BD-2.....	53
Figura 5.6. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el <i>peak</i> anterior de la caída de OUR. Ensayo con BD-3.....	54

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Una de las principales preocupaciones medioambientales en la actualidad es el tratamiento de aguas residuales, para lo cual existen varios métodos, siendo los más destacados los procesos biológicos para la remoción de materia orgánica. En particular, se ha comprobado que uno de los procesos más efectivos de tratamiento es el de lodos activados, que además es simple, lo que lo hace uno de los procesos más comúnmente utilizados (Metcalf & Eddy, 1995).

Este proceso consiste básicamente en la degradación de la materia orgánica biodegradable debido a la acción de microorganismos presentes (biomasa) en estanques aireados (reactores) que proporcionan condiciones aptas para el crecimiento de ésta (Metcalf & Eddy, 1995).

Para el diseño de los sistemas de tratamiento mediante procesos biológicos usualmente se utilizan modelos matemáticos, los que incorporan una serie de parámetros que caracterizan la reacción entre los microorganismos y la degradación de sustrato. Estos modelos requieren del ingreso de parámetros cinéticos de entrada característicos del tipo de agua residual a tratar. Hay modelos exclusivamente enfocados a los sistemas de lodos activados (Henze *et al.*, 2000).

Existe abundante información respecto a los valores típicos de los parámetros cinéticos para el caso de aguas servidas domésticas; sin embargo, para el caso particular de aguas residuales con altas cargas de parámetros como sólidos totales, nutrientes, DQO y DBO₅, etc., como es el caso de los purines provenientes de la cría intensiva de animales, la información disponible es muy escasa. De este modo podemos observar la existencia de sistemas de tratamiento diseñados en base a modelos cuyos parámetros de entrada son los característicos de las aguas domésticas (municipales), pese a que las aguas a tratar puedan tener características bastante diferentes.

Una forma de mejorar el diseño de los procesos de tratamiento de aguas residuales que poseen una alta carga de componentes orgánicos y nutrientes pasa por obtener la caracterización de estos residuos, en términos de los parámetros de entrada a los modelos matemáticos de aguas residuales. Por ello es que se busca determinar los parámetros de entrada, lo que requiere el fraccionamiento de la Demanda Química de Oxígeno en seis partes diferentes y el fraccionamiento de Nitrógeno en cuatro secciones (Henze *et al.*, 2000).

En este trabajo se busca conocer la caracterización de purines de cerdo en términos del fraccionamiento de la DQO mediante ensayos en reactores *batch* a escala de laboratorio, de modo que su determinación permita la posterior entrada a modelos matemáticos existentes. Estos modelos varían en complejidad, según el número de componentes y procesos biológicos considerados, según el estado temporal que se analice (estacionario o dinámico) y según la distribución de concentraciones de contaminantes en los reactores (Escalas, 2006).

Objetivo

El objetivo principal del trabajo es caracterizar las aguas residuales provenientes de la cría intensiva de cerdos (purines) para su aplicación en la modelación y diseño de sistemas de tratamiento mediante lodos activados, a través del fraccionamiento del contenido de materia orgánica. Para esto se propone una revisión de antecedentes respecto del tratamiento biológico de purines de cerdo y los modelos matemáticos para el tratamiento de aguas residuales por medio del proceso de lodos activados con los parámetros que involucran, y con la realización de

ensayos de laboratorio para determinar el fraccionamiento de Materia Orgánica presente en los purines de cerdo.

El presente informe consiste en un total de seis capítulos incluyendo esta introducción, y se encuentra dividido del siguiente modo:

En el capítulo 2 se detallan los antecedentes disponibles respecto a los purines de cerdo, utilizando como motivación los impactos ambientales producto de la descarga de este residuo sin tratar, para luego analizar las características a partir de los parámetros de interés del afluente al reactor aireado, que es el primer escalón del tratamiento biológico.

El capítulo 3 contiene una revisión bibliográfica y el marco teórico respecto a la degradación de la materia orgánica y los modelos matemáticos para procesos de tratamiento de aguas residuales. Muestra una descripción de los parámetros considerados en estos modelos, tanto de entrada como los que incorporan dentro de sus cálculos. Los parámetros de entrada son necesarios de conocer, lo que se realiza mediante experiencias prácticas en el laboratorio.

El capítulo 4 contiene en una primera parte los detalles de la metodología y el procedimiento seguido para el desarrollo del trabajo práctico para el fraccionamiento de la materia orgánica afluente al sistema. También presenta en una segunda parte los resultados de las mediciones obtenidas del trabajo en laboratorio.

En el capítulo 5 se presenta el análisis de los resultados obtenidos y presentados en el capítulo anterior.

Este último capítulo contiene las conclusiones obtenidas del trabajo realizado, añadiendo a la vez algunas recomendaciones útiles para la interpretación de los resultados y para posibles trabajos posteriores.

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS PURINES DE CERDO

2.1 IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS PURINES DE CERDO

La cría intensiva de cerdos puede producir variados efectos de impacto ambiental, pero ninguno tan importante como la generación de purines. La necesidad de tratamiento de estas aguas residuales está cobrando cada vez más importancia por las cantidades y concentraciones de los residuos generados por una industria que va en aumento.

Por las características de los purines, en particular su alta carga de nutrientes, pueden ocasionar problemas ambientales tales como la eutroficación en masas de agua existentes, problemas de saturación de suelos, lo que dificulta el crecimiento e incluso la supervivencia de algunas especies, emisiones de gases causantes del efecto invernadero y descarga de aguas contaminantes a cursos de agua naturales con límites que exceden la normativa vigente en el país (Belmonte *et al.*, 2008). La emanación de gases también trae consigo problemas por malos olores en el ambiente, lo que se puede corroborar en terreno. La presencia de insectos que se ven atraídos hacia estos residuos, como las moscas, pueden además afectar en la propagación de microorganismos patógenos a lugares como casas o cultivos para consumo humano.

La eutroficación ocasiona la disminución de oxígeno en las aguas más profundas, lo que puede tener efectos negativos sobre la industria de pesca comercial y deportiva, el turismo y recreación por el crecimiento excesivo de plantas acuáticas como las algas, las que además provocan problemas de olor y sabor y dificultan el tratamiento para la potabilización del agua (Rodríguez, Muñoz, Cornejo y Espinoza, 2004).

Otra muy buena razón para el tratamiento de purines de cerdo es la reutilización del agua, un bien cada vez más escaso a nivel mundial. Evitar la escasez del recurso hídrico es primordial, lo que se puede lograr ya sea reciclando el agua tratada o descargándola a cursos de agua a medida que se cumpla con las normativas vigentes. Con las condiciones ambientales que imperan actualmente a nivel mundial la reutilización de aguas residuales pasa a cobrar una vital importancia (Servín, 2008).

Bajo esta premisa es que gran cantidad del agua tratada se utiliza en el riego de árboles y vegetación que no tienen como destino el consumo de seres vivos y que no representan en general fuentes potenciales de peligro.

A su vez la gran cantidad de sólidos que poseen los purines de cerdo hace que sea de relativa facilidad la eliminación de un porcentaje de éstos, los que a su vez, dada la carga orgánica con que cuentan, terminan siendo una importante fuente de abono, y su utilización en recuperación de suelos para beneficios agrícolas y forestales puede ser muy importante.

En general las tecnologías de tratamiento actuales no son suficientes para producir efluentes de purines que permitan minimizar los impactos ambientales. Por las altas concentraciones de Materia Orgánica que poseen los purines de cerdo se llega a que el tratamiento más utilizado en éstos es la digestión anaeróbica (Belmonte *et al.*, 2008) como único tratamiento, aunque en algunos casos se ha visto sucedida de una planta de tratamiento mediante lodos activados, a fin de mejorar el efluente tratado. En otros casos, se ha omitido el tratamiento mediante biodigestor a favor de la utilización únicamente de una planta de lodos activados. Del mismo modo, éstas

plantas algunas veces pueden contar con mejoras en algunos puntos de sus procesos, como extracción de una parte de los sólidos.

El tratamiento mediante digestión anaeróbica produce un volumen importante de metano, el que puede llegar a emitirse al ambiente. Usualmente es capturado y utilizado para el calentamiento del biodigestor, quemándose el volumen sobrante.

Luego del tratamiento aplicado el efluente es almacenado en lagunas especiales para este fin, a modo de permitir su disposición para el riego.

2.2 CARACTERÍSTICAS DE LOS PURINES DE CERDO

La Real Academia Española de la lengua define purín como el líquido formado por las orinas de los animales y lo que rezuma del estiércol. También se le define como la mezcla de excretas en conjunto con el agua con que se lavan los planteles donde se crían los cerdos (Belmonte *et al.*, 2008), que puede consistir en agua limpia o agua tratada. Es un residuo considerado como Residuo Industrial Líquido (Ril) en nuestro país pues es sumamente contaminante, pese a que en muchos casos se puede usar parcialmente como abono para la agricultura.

Los purines pueden presentar características muy diferentes al momento de ser tratados, dado que su producción depende de factores tales como el número de animales existentes en cada plantel de crianza y su estado fisiológico (cría, recria, engorda, gestación, maternidad), el alimento ingerido por los animales en cuanto a calidad y cantidad (que también variará según su estado fisiológico), el volumen de agua consumida e incluso el clima (Belmonte *et al.*, 2008).

Dado que las características de aguas residuales animales, en particular los purines, son muy diferentes a las que poseen las aguas residuales domésticas, el diseño de plantas de tratamiento mediante lodos activados en base a parámetros de aguas residuales domésticas puede llevar a la obtención de resultados poco satisfactorios, especialmente si se utilizan modelos matemáticos para predecir el rendimiento de los basados en aguas residuales domésticas.

El tratamiento actual de purines de cerdo en el país se realiza principalmente mediante digestión anaeróbica, lodos activados o conjunto de ambos. Dado que muchos de los modelos matemáticos existentes son desarrollados para diseñar tratamiento mediante lodos activados es que el presente trabajo está enfocado a determinar el fraccionamiento de la DQO afluente al tratamiento biológico, vale decir, el afluente al reactor aireado, valores que se utilizan como parámetros de entrada a estos modelos.

En los casos estudiados en el presente trabajo, las aguas residuales poseen valores para los parámetros de entrada situados en los rangos que se presentan en las Tablas 2.1 para el caso en que existe un tratamiento con biodigestor y en la Tabla 2.2 para el caso en que no lo hay. En éstas se han utilizado los valores medidos en las plantas durante el año 2008 hasta la semana 36. En general se cuenta con dos mediciones semanales donde se han eliminado algunos datos que parecen erróneos o fuera de los rangos aceptables de funcionamiento de las plantas.

En el caso de estudio, cuando se tiene que los purines de cerdo poseen un tratamiento mediante un digestión anaeróbica, éste se realiza en un biodigestor enterrado caliente, mantenido aproximadamente a una temperatura de 35°C, que posee un volumen de 35.000 m³ y un afluente de aproximadamente 1.200 m³ al día, lo que da un período de retención hidráulico de 29 días.

En la Tabla 2.1 se presentan algunos valores obtenidos a partir de datos del año 2008 para el caso en que no existe un tratamiento con biodigestor. Estos datos corresponden al afluente al reactor aireado del tratamiento mediante lodos activados, salvo en los casos en que se indica que corresponden a parámetros que no tienen mediciones en dicho punto y se obtienen en el afluente a la planta de tratamiento.

Tabla 2.1. Parámetros de entrada al sistema biológico de las plantas de tratamiento, caso sin tratamiento con Biodigestor. Rangos valores del año 2008 hasta semana 36.

Parámetros		Sin Biodigestor			
		Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Est.
SST	[mg/l]	753	3800	1700	695
DQO _T	[mg/l]	13580	44948	20141	5263
DQO _s	[mg/l]	6872	19348	10267	2646
DBO _{5T}	[mg/l]	6140	22450	10755	3731
DBO _{5s}	[mg/l]	3260	13080	5435	2334
NTK	[mg/l]	641	3185	1838	477
P	[mg/l]	123	342	205	51
Alcalinidad	[mgCaCO ₃ /lt]	5000	16900	8311	2111

Con los datos considerados en la Tabla 2.1 se pueden obtener las siguientes relaciones para la DQO y la DBO₅ en el caso en que no existe digestión anaeróbica:

$$\text{DBO}_5 \text{ total} / \text{DQO total} = 0,534$$

$$\text{DBO}_5 \text{ disuelta} / \text{DQO disuelta} = 0,529$$

Por su parte, para el caso en que antes de la entrada de los purines de cerdo a la planta de lodos activados existe un tratamiento previo con biodigestor anaeróbico se tienen los datos que se presentan en la Tabla 2.2 correspondientes a la medición de parámetros característicos en el afluente al reactor aireado de la planta con datos del año 2008.

Con dichos datos las relaciones siguientes entre DBO₅ y DQO que se obtienen en el punto afluente al sistema de lodos activados son:

$$\text{DBO}_5 \text{ total} / \text{DQO total} = 0,44$$

$$\text{DBO}_5 \text{ disuelta} / \text{DQO disuelta} = 0,39$$

Los datos en general para ambos casos estudiados presentan una alta desviación estándar, aun cuando se han analizado para eliminar posibles datos erróneos, lo que permite inferir en que las características de los purines afluentes a los sistemas de tratamiento poseen una alta variabilidad en sus características, tal como se mencionó debido a las muchas y diferentes características que influyen en su composición.

Tabla 2.2. Parámetros de entrada al sistema biológico de las plantas de tratamiento, caso con tratamiento con Biodigestor. Rangos valores del año 2008 hasta semana 36.

Parámetros		Con Biodigestor			
		Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. Est.
SST	[mg/l]	88	10760	1069	1223
DQO _T	[mg/l]	3602	11565	6343	1460
DQO _S	[mg/l]	1885	6179	3354	859
DBO _{5T}	[mg/l]	440	5725	2810	968
DBO _{5S}	[mg/l]	180	2490	1293	461
NTK	[mg/l]	919	4701	1927	568
P	[mg/l]	28,3	3142	316	609
Alcalinidad	[mgCaCO ₃ /lt]	1900	18600	10000	2238

CAPÍTULO 3. ASPECTOS TEÓRICOS DE LA DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y LA MODELACIÓN MATEMÁTICA

3.1 GENERALIDADES

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es una medida de la reducción de la fracción biodegradable de la Materia Orgánica a través de la cantidad aproximada de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidarla en condiciones aeróbicas, siendo la medida más reconocida (Metcalf & Eddy, 1995). Sin embargo es de difícil medición, especialmente en residuos con alta carga de contaminantes, pues no se conocen métodos exactos que entreguen resultados instantáneos. La medición utilizada, tal como aparece en el *Standard Methods* (APHA, 2005) entrega resultados recién al cabo de cinco días, por lo que se la llama DBO_5 , que corresponde sólo a una parte de la materia orgánica biodegradable existente. Una mejor representación de esta fracción se obtiene midiendo la DBO última (DBO_u), que por convención se considera a los veinte días, aunque este valor entrega un porcentaje sólo cercano a la totalidad de material orgánico biodegradable.

En parte por la facilidad comparativa en su medición y para cálculos de la interpretación de la cinética de tratamientos la Demanda Química de Oxígeno (DQO) gana terreno (Ramón *et al.*, 2008). Además, el material orgánico biodegradable está representado más acertadamente por la DQO biodegradable.

La Demanda Química de Oxígeno es una medida tanto de la Materia Orgánica como además de otros compuestos que pueden ser oxidados por un oxidante fuerte, lo que implica que a mayor DQO existente existe un mayor nivel de contaminación pues se requiere una mayor cantidad de oxígeno disuelto para la oxidación (Metcalf & Eddy, 1995). En la DQO se considera la degradación de material orgánico biodegradable y no biodegradable. En otras palabras, en su medición está incluida la DBO. Es más fácil de medir que la DBO, entregando resultados en aproximadamente tres horas según la metodología que aparece en el *Standard Methods* (APHA, 2005). Sin embargo, de este parámetro lo que interesa es el valor de la fracción biodegradable existente.

En modelos de tratamiento de aguas residuales se utiliza más consistentemente la DQO biodegradable. A partir de esto se pueden utilizar dichos modelos para el diseño de sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales como los lodos activados (Henze *et al.*, 2000).

El tratamiento mediante lodos activados corresponde al proceso biológico aeróbico de flujo continuo con recirculación de lodos y sedimentación secundaria más comúnmente utilizado en el tratamiento de las aguas servidas domésticas (Metcalf & Eddy, 1995).

3.2 FUNDAMENTOS SOBRE LA DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

El principal objetivo del tratamiento de aguas residuales es disminuir el contenido de contaminantes hasta un nivel compatible según la normativa vigente. En general el constituyente más importante de las aguas residuales de origen animal es la Materia Orgánica (Rodríguez, Muñoz, Cornejo y Espinoza, 2004). Por esta razón es que la degradación de ésta se torna primordial.

La degradación del material orgánico existente se realiza principalmente por la acción de microorganismos en presencia de Oxígeno (O₂), que descomponen la materia orgánica mediante la oxidación y a su vez producen el crecimiento de nuevos microorganismos mediante la síntesis de masa celular (biomasa). La presencia de nutrientes puede producir un aumento en la tasa de crecimiento de la biomasa.

La tasa de reacción de la DQO depende del tipo de residuo y de la temperatura. Para efectos de análisis se supone que la estabilización de la materia orgánica se comporta de modo tal que se puede modelar como una ecuación de primer orden, por lo que se puede escribir del siguiente modo (Rodríguez, Muñoz, Cornejo y Espinoza, 2004):

$$\frac{dS}{dt} = -k_1 \cdot S \quad (1)$$

Donde S representa la materia orgánica como DBO o DQO y k_1 es la tasa de remoción, que tiene unidades de [1/día] y que tiene distintos valores dependiendo del tipo de agua, a 20°C, pudiendo corregirse también según la temperatura.

Los procesos de tratamiento biológico mediante lodos activados poseen una tasa de remoción según las características del sistema, variando además de acuerdo al tipo de contaminante a medir. También se considera la tasa de crecimiento de microorganismos, la que se explica más adelante.

3.3 MODELOS MATEMÁTICOS PARA AGUAS RESIDUALES

Para ayudar al diseño y al manejo de sistemas de lodos activados se han desarrollado varios modelos de diseño en condiciones de equilibrio y simulación de reacciones cinéticas (Wentzel *et al.*, 1999). Un modelo matemático es un instrumento para describir y verificar procesos cinéticos del tratamiento biológico de aguas residuales. Se aplica al diseño, evaluación y control de procesos de tratamiento. Estos modelos varían en complejidad, según el número de componentes y procesos biológicos considerados, según el estado temporal que se analice (estacionario o dinámico) y según la distribución de concentraciones de contaminantes en los reactores.

La modelación de procesos de lodos activados se ha convertido en un proceso inherente del diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales, utilizándose en la actualidad también para el control y estudio de éstos (Henze *et al.*, 2000).

Existen varios modelos distintos que se han propuesto para conocer el comportamiento de las aguas residuales, tales como:

- ASM en distintas versiones.
- IAWQ Model No. 1
- UCT Model
- GPS-X, etc.

Hoy en día los modelos más utilizados son los de la IAWQ (Asociación Internacional para la Calidad del Agua) que en 1987 presentó su modelo llamado *Activated Sludge Model N°1* o *ASM1*, y que es la base de este trabajo; sin embargo muchos de los conceptos básicos utilizados provienen del modelo anterior de la UCT (Universidad de Ciudad del Cabo), que en 1980 propuso la hipótesis que la DQO biodegradable consiste de dos fracciones: rápidamente y

lentamente biodegradable (Jeppsson, 1997). Algunos de los resultados de este trabajo pueden interpretarse en términos de cualquiera de los tipos de modelos mencionados, tal como en el trabajo de Wentzel *et al.* (1995).

Hay distintos pasos a seguir para la conformación de un modelo (Henze *et al.*, 2000), los que se pueden numerar del siguiente modo:

1. Definición de los componentes, entradas, salidas, procesos, parámetros cinéticos, régimen de flujo, etc.,
2. Planteamiento de balances de materia, mediante Ecuaciones Diferenciales Ordinarias,
3. Escenario del modelo. Establecimiento de las Condiciones Iniciales,
4. Ejecución y resultados del modelo,
5. Calibración con datos reales.

3.3.1 Formulación de un modelo matemático de tratamiento de aguas residuales

Para la modelación de la cinética del crecimiento bacterial se utiliza ampliamente la ecuación de Monod (Williamson, 1975):

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S} \quad (2)$$

Donde la tasa de crecimiento promedio (μ) depende de la tasa de crecimiento máxima que puede alcanzar el microorganismo (μ_{\max}), de la concentración de sustrato (S) y de la concentración de sustrato a la que se alcanza una tasa de crecimiento igual a la mitad de la máxima (K_S) cuando el sustrato es un factor limitante. Combinando las ecuaciones (1) y (2) se puede obtener una expresión para el crecimiento neto bacteriano:

$$\left(\frac{dX}{dt} \right)_{\text{neto}} = \mu_{\max} \frac{X \cdot S}{K_S + S} - k_d \cdot X \quad (3)$$

Donde X representa la concentración de microorganismos existente. A partir de estas ecuaciones generales es posible formular el modelo para todos los tipos de microorganismos presentes (Williamson, 1975; Henze *et al.*, 2000).

Un detalle mayor de las ecuaciones de conversión que utilizan los modelos por tipo de microorganismos, sustratos y parámetros involucrados se pueden encontrar en el anexo.

3.3.2 Definición de los parámetros incorporados en un modelo de aguas residuales: Estequiometría y Cinética.

Los modelos de aguas residuales incorporan algunos parámetros establecidos en la literatura, que son los utilizados como enlace en las ecuaciones que modelan el comportamiento de los microorganismos. Estos parámetros pueden considerarse conocidos, aunque en casos especiales puede ser necesaria su determinación (por ejemplo, para efectos de calibración del modelo o para casos en que la modelación del comportamiento del sistema no es adecuada). Los parámetros mencionados son:

- Parámetros Estequiométricos: Son 5 en total.
- Parámetros Cinéticos: Ascenden a un total de 14.

Parámetros Estequiométricos

Son cinco (5), los que se presentan a continuación. Para este trabajo en particular no se busca su determinación. Los símbolos con que se denotan son los utilizados por Henze *et al.* (2000) y sus unidades de medición son las aparecidas comúnmente en la literatura:

- Y_H : Coeficiente de producción de organismos heterótrofos
Este parámetro representa la masa de células formadas por masa de sustrato consumido, medido en la fase de crecimiento endógeno. Se mide como el cociente entre la masa de células formadas en términos de DQO y la masa de DQO oxidado, teniendo como unidades [mgDQO/mgDQO].
- Y_A : Coeficiente de producción de organismos autótrofos
Este parámetro es análogo al anterior, pero representa la masa de células formadas por masa de nitrógeno consumido, por lo cual sus unidades son [mgDQO/mgN].
- f_p : Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes
Este coeficiente representa la fracción de biomasa que luego de su decaimiento termina como material particulado inerte. Es adimensional (Henze *et al.*, 2000).
- i_{XB} : Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO
Representa el decaimiento de la biomasa autótrofa y heterótrofa, en términos de la masa de nitrógeno por masa de células de biomasa expresada en DQO, pudiendo asumirse que la masa celular está representada por $C_5H_7O_2N$ (Henze *et al.*, 2000).
- i_{XE} : Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO
Tal como el parámetro anterior, éste representa la masa de nitrógeno por masa de material particulado inerte, midiéndose usualmente en [mgN/mgDQO] (Henze *et al.*, 2000).

Parámetros Cinéticos

En total son catorce (14). Estos parámetros están incluidos dentro de los modelos de aguas residuales y representan el comportamiento de los microorganismos con el sustrato que degradan. Son de difícil evaluación, pero se consideran como el último eslabón que se busca determinar dentro de la cadena de parámetros de modelación de sistemas de tratamiento, después de los parámetros estequiométricos y los de entrada (Henze *et al.*, 2000):

- $\mu_{H,max}$: Velocidad máxima de crecimiento de Heterótrofos
Tal como lo señala su nombre, este parámetro cinético representa la tasa máxima de crecimiento específico de bacterias heterótrofas, por lo que se mide en [día^{-1}] (Molina *et al.*, 2003; Henze *et al.*, 2000).

- K_S : Constante de saturación media

La constante de saturación media se puede definir como el parámetro biológico que mide la afinidad de la biomasa heterótrofa con los sustratos, en términos de la concentración de biomasa a la cual se alcanza una tasa de crecimiento igual a la mitad de la máxima. Sus unidades son [d DQO / m³].

- $K_{O,H}$: Constante de saturación media de Oxígeno para heterótrofos

Se define como el parámetro biológico que representa la afinidad de la biomasa heterótrofa con el oxígeno. Sus unidades de medición son [g O₂ / m³].

- K_{NO} : Constante de saturación media de Nitrógeno para heterótrofos

Análogamente al parámetro anterior en este caso se considera como la afinidad de la biomasa heterótrofa con el nitrógeno. Se mide en [g NO₃-N / m³].

- b_H : Velocidad de decaimiento de Heterótrofos

Representa la tasa específica con que decaen las bacterias heterótrofas, y se mide en [día⁻¹] (Henze *et al.*, 2000).

- $\mu_{A,max}$: Velocidad máxima de crecimiento de Autótrofos

Análogo al caso para heterótrofos, este parámetro representa la tasa máxima de crecimiento específico de bacterias autótrofas. Se mide en [día⁻¹] (Henze *et al.*, 2000).

- $K_{O,A}$: Constante de saturación media de Oxígeno para autótrofos

Se define como la concentración de sustrato a la que se alcanza una tasa de crecimiento de la biomasa autótrofa igual a la mitad de la máxima cuando el factor limitante es el oxígeno, o bien afinidad de la biomasa autótrofa con el oxígeno. Se mide en [g O₂ / m³].

- K_{NH} : Constante de saturación media de amonio para bacteria nitrificante.

Este parámetro representa la afinidad en el crecimiento de las bacterias nitrificantes cuando el factor que limita es el amonio. Sus unidades son [g NO₃-N / m³].

- b_A : Velocidad de decaimiento de Autótrofos

Análogo al caso para heterótrofos, representa la tasa específica con que decaen las bacterias autótrofas, y se mide en [día⁻¹] (Henze *et al.*, 2000).

- η_g : Factor de corrección crecimiento de Heterótrofos en medio anóxico

Este factor de corrección que ajusta los cambios en $\mu_{H,max}$ asociados a condiciones anóxicas, o al hecho de que sólo una porción de la biomasa puede denitrificar. Es adimensional (Henze *et al.*, 2000).

- k_h : Máxima velocidad de Hidrólisis

Parámetro que describe la tasa de degradación de materia orgánica lentamente biodegradable presente en una muestra de agua. Como toda tasa se mide en [día⁻¹] (Petersen, 2000).

- K_X : Constante saturación media para hidrólisis de sustrato lentamente biodegradable.
Este parámetro representa la afinidad con que los compuestos orgánicos complejos pueden ser biodegradados.
- k_a : Velocidad de Amonificación
Parámetro que representa la tasa con que se libera amonio del nitrógeno orgánico disuelto. También se mide en [día⁻¹] (Henze *et al.*, 2000).
- η_h : Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico
Este es un factor de corrección para cuando se observa que la hidrólisis de Materia Orgánica lentamente biodegradable ocurre más lentamente bajo condiciones anóxicas que bajo condiciones aeróbicas. Es adimensional (Henze *et al.*, 2000).

Petersen (2000) elaboró la Tabla 3.1 en la cual se relaciona la dependencia de los coeficientes buscados en relación a las condiciones de la biomasa y operaciones generales. Por su parte, la tabla 3.2 relaciona los parámetros requeridos con los que deben necesariamente conocerse para su determinación, como aparece publicado por Henze *et al.* (2000).

Tabla 3.1. Dependencias e información relevante para los coeficientes. Parámetros entre paréntesis indican que la determinación a escala de laboratorio es posible, pero su la transferencia de los parámetros obtenidos a escala real es incierta por diversas razones (Petersen B., 2000)

	Dependencia		Fuente de información relevante		
	Lodo/biomasa	Operación de planta	Experimento a escala laboratorio	Balances de masa – escala real	Calibración del modelo
$\mu_{H,max}$	X		X		X
$\mu_{A,max}$	X		X		X
K_S, K_{NO}	X	X	(X)	(X)	X
K_{NH}	X	X	(X)	(X)	X
$K_{O,H}, K_{O,A}$	X	X	(X)	(X)	X
b_H, b_A	X		X		X
Y_H	X		(X)		X
Y_A	X		(X)		X
k_h	X				X
K_X	X				X
η_g	X		X	X	X
η_h	X				X

Por otra parte, la relación entre los parámetros de entrada y las ecuaciones se puede expresar de forma matricial (Henze *et al.*, 2000), la que se denomina como Matriz de Petersen (Escalas, 2006) presentada en la Tabla 3.3.

Con esta matriz se pueden determinar las tasas de remoción de los componentes especificados del modo siguiente:

1. La fila superior (encabezado) presenta los componentes (sustratos) que se buscan disminuir a través del proceso de tratamiento. En la ecuación se anotan como r_i .
2. La columna izquierda representa los procesos que se ven involucrados en la remoción. Éstos son los procesos que realizan los y sobre los microorganismos.
3. La columna extrema derecha presenta las tasas de reacción que se ven involucradas. Éstas dependen esencialmente de los parámetros cinéticos, los cuales no son conocidos a priori. Estas tasas de reacción se denominan ρ_j y tienen unidades de Masa/[Longitud³*Tiempo].
4. Los datos al interior de la matriz [v_{ji}] corresponden a la estequiometría de las reacciones, basadas precisamente en los parámetros estequiométricos.
5. Con todo esto, las tasas de remoción de los sustratos se obtiene como:

$$r_{ineta} = \sum v_{ji} \cdot \rho_j \quad (4)$$

(Henze *et al*, 2000; Wentzel *et al*, 1989, 1992, 1995, 1999; Ekama *et al*, 1986).

Tabla 3.2. Parámetros y características que deben ser evaluados e información necesaria. El subíndice 1 indica que se trata del afluente al sistema (Henze *et al.*, 2000)

Símbolo	Nombre	Información requerida
S_{NOI}	Concentración de nitrógeno nitrato disuelto en agua residual	
S_{NHI}	Concentración de nitrógeno amoniacal disuelto en agua residual	
S_{II}	Concentración de DQO particulada disuelta en agua residual	
S_{NII}	Concentración de N orgánico disuelto en agua residual	
S_{NDI}	Concentración de N orgánico biodegradable disuelto en agua residual	S_{NII}
Y_H	Coefficiente de producción para biomasa heterótrofa	Y_H
S_{SI}	Concentración de DQO rápidamente biodegradable	b_A
$\mu_{A,max}$	Tasa de crecimiento específico máximo para biomasa autótrofa	
K_{NH}	Coefficiente amonio de saturación media para biomasa autótrofa	
b_H	Coefficiente de decaimiento para biomasa heterótrofa	Y_H, f_P
X_{II}	Concentración de materia orgánica inerte suspendida en agua residual	F_P, b_H, S_{SI}, S_{II}
X_{SI}	Concentración de materia orgánica lentamente biodegradable en agua residual	X_{II}, S_{SI}, S_{II}
X_{NDI}	Concentración de N orgánico lentamente biodegradable en agua residual	S_{SI}, X_{SI}, S_{NDI}
η_g	Factor de corrección para μ_H bajo condiciones anóxicas	
η_h	Factor de corrección para la hidrólisis bajo condiciones anóxicas	
$\mu_{H,max}$	Tasa de crecimiento máximo para masa heterótrofa	$Y_H, X_{SI}, X_{II}, S_{SI}, f_P$
K_S	Coefficiente de saturación media para biomasa heterótrofa	$Y_H, X_{SI}, X_{II}, S_{SI}, f_P$
k_h	Coefficiente de máxima hidrólisis	
K_X	Coefficiente de saturación media para hidrólisis de sustrato lentamente biodegradable	
k_a	Tasa de amonificación	

Tabla 3.3. Notación matricial del modelo de aguas residuales

Componentes, $\rightarrow i$ j Procesos, \downarrow	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Tasas de reacción, ρ_i (M L ⁻³ T ⁻¹)
	S ₁	S ₂	X ₁	X ₂	X _{6,A}	X _{6,A}	X ₇	S ₈	S _{9D}	S _{10H}	S _{10D}	X _{10D}	S _{13,C}	
Crecimiento aeróbio de heterótrofos		-1/Y ₄			1			-(1-Y ₄)/Y ₄		-i _{X8}			-i _{X13} /14	$\mu_{h,aer} \left[\frac{S_2}{K_{S,h} + S_2} \right] \left[\frac{S_7}{K_{S,h} + S_7} \right] X_{7,h}$
Crecimiento anóxico de heterótrofos		-1/Y ₄			1				-(1-Y ₄)/(2.86 Y ₄)	-i _{X8}			$\left[\frac{(1-Y_4)}{(14 \times 2.86 Y_4)} - i_{X8}/14 \right]$	$\mu_{h,an} \left[\frac{S_7}{K_{S,h} + S_7} \right] \left[\frac{K_{S,h}}{K_{S,h} + S_2} \right] \left[\frac{S_m}{K_{S,m} + S_m} \right] \eta_i X_{7,h}$
Crecimiento aeróbio de autótrofos						1		-(4.57-Y ₄)/Y ₄	1/Y ₄	-i _{X8} (1/Y ₄)			(-i _{X8} /14) - (1/7Y ₄)	$\mu_{a,aer} \left[\frac{S_2}{K_{S,a} + S_2} \right] \left[\frac{S_m}{K_{S,m} + S_m} \right] X_{7,a}$
Decaimiento de heterótrofos				1-f _h	-1		f _h					i _{X8} - f _h i _{X7}		$b_H X_{8,h}$
1. Decaimiento de autótrofos				1-f _a		-1	f _a					i _{X8} - f _a i _{X7}		$b_A X_{8,A}$
Amonificación de N orgánico soluble		1		-1						1	-1		1/14	$k_n S_{ND} X_{8,h}$
2. Hidrólisis de los orgánicos enredados														$k \cdot \frac{X_7 / X_{7,h}}{K_r + (X_7 / X_{7,h})} \left[\frac{S_2}{K_{S,h} + S_2} \right] + \eta_i \left(\frac{K_{S,h}}{K_{S,h} + S_2} \right) \left(\frac{S_m}{K_{S,m} + S_m} \right) X_{7,h}$
3. Hidrólisis del Nitrog. orgánico enredado											1	-1	-1	$\rho_3 (X_{ND} / X_8)$
Tasa de conversión Total (observada)	$r_{conv} = \sum \rho_i$													

Estos parámetros cinéticos son en general de difícil determinación, y no pertenecen al alcance de este trabajo; sin embargo su mención es importante pues son piezas fundamentales de los modelos de simulación de tratamiento de aguas residuales. Se presentan además algunos métodos de cálculo relacionados que aparecen en la literatura. La determinación de algunos de estos parámetros dentro de este trabajo se produce circunstancialmente, por los requerimientos que existen para el cálculo del fraccionamiento de la materia orgánica.

3.3.3 Parámetros de entrada a un modelo de aguas residuales

Los modelos de aguas residuales resuelven ecuaciones diferenciales basadas en la ecuación de Monod, que describen el comportamiento de microorganismos. Para ingresar los datos al modelo existen algunas condicionantes en su notación para que puedan entregar resultados correctos. Los datos deben ingresarse de la siguiente forma (Henze *et al*, 2000):

- DQO (fraccionada en 6 partes).
- Nitrógeno (fraccionado en 6 partes).
- Oxígeno Disuelto S_O , Alcalinidad S_{ALK} , pH, Temperatura.

El alcance del presente trabajo se limita a la determinación de las fracciones de la materia orgánica que posee un afluente de purines de cerdo a una planta de tratamiento mediante lodos activados, añadiendo otros parámetros como SST, SSV, OD, pH y temperatura.

Demanda Química de Oxígeno DQO

Como se ha mencionado anteriormente, los modelos matemáticos para procesos de tratamiento biológico se basan principalmente en la DQO, que como parámetro de entrada se ingresa fraccionada en 6 partes, las que se pueden determinar en pruebas de laboratorio.

1. DQO biodegradable disuelta.
2. DQO biodegradable particulada.
3. DQO no biodegradable disuelta.
4. DQO no biodegradable particulada.
5. DQO Biomasa Autótrofa.
6. DQO Biomasa Heterótrofa.

Nitrógeno

Para ingresar a los modelos se hace fraccionado en 6 partes, que pueden determinarse en laboratorio, aunque existe poca información para ello y es un procedimiento complejo, por lo que usualmente se utilizan estimaciones (Park *et al.*, 1997; Henze *et al.*, 2000):

1. Concentración de Nitratos y Nitritos.
2. Concentración de Nitrógeno amonio y amoniacó.
3. Concentración de Nitrógeno orgánico no biodegradable particulado.
4. Concentración de Nitrógeno orgánico biodegradable (disuelto y particulado).
5. Concentración de Nitrógeno orgánico no biodegradable disuelto.
6. Concentración de Nitrógeno en la biomasa.

Otros parámetros necesarios

Oxígeno Disuelto, Tasa de consumo de Oxígeno, Alcalinidad, Temperatura, pH. De éstos sólo la alcalinidad no se mide en el presente estudio, básicamente porque no se requiere para efectos de los cálculos realizados para la obtención de los resultados buscados.

3.4 FRACCIONAMIENTO DE DQO

La Demanda Química de Oxígeno considera distintas fracciones según el nivel de degradación al que se pueda aspirar durante el tratamiento. Este fraccionamiento considera tanto la biodegradabilidad de la DQO como la existencia de biomasa tanto autótrofa como heterótrofa.

Inicialmente el material carbonoso se divide en DQO biodegradable, DQO no biodegradable y DQO asociada a la biomasa activa. La parte biodegradable se divide a su vez en dos fracciones: lentamente y rápidamente biodegradable. La parte lentamente biodegradable considera el supuesto de la realización de hidrólisis enzimática antes de ser absorbida (Antón & Díaz, 2003), lo que se asume que alcanza a ocurrir en el tiempo que se da para el funcionamiento del reactor (Wentzel *et al.*, 1995); mientras, la fracción rápidamente biodegradable se compone por la materia orgánica disuelta que es absorbida y metabolizada rápidamente por los microorganismos (Antón & Díaz, 2003).

En la siguiente figura se puede observar el esquema del fraccionamiento de la DQO.

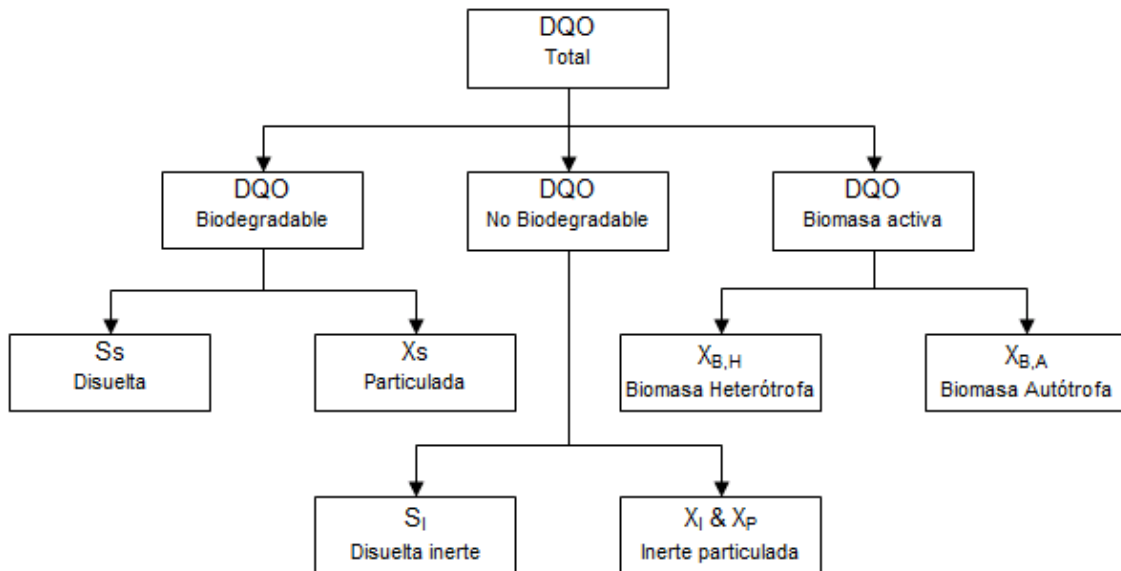


Figura 3.1. Fraccionamiento de la DQO afluente al sistema de tratamiento biológico en sus factores constituyentes (Henze *et al.*, 2000).

Por su parte la fracción no biodegradable se divide en una parte disuelta inerte y una parte particulada, las que no son afectadas en el proceso. La fracción no biodegradable particulada se enreda en el lodo purgado y contribuye a los sólidos suspendidos volátiles (Antón & Díaz, 2003).

Finalmente la biomasa activa se divide en organismos heterótrofos y autótrofos. Los primeros se determinan en el laboratorio mientras que los segundos se asumen como nulos. Esto porque

en el laboratorio se determinan los Sólidos Suspendidos Volátiles SSV, parámetro indicador de la biomasa heterótrofa. Los microorganismos autótrofos representan una población muy pequeña respecto a los heterótrofos. Puesto que en este sistema se mide materia orgánica se asume que los organismos autótrofos son irrelevantes.

El porcentaje de cada fracción de la DQO depende del tipo de residuo con que se trabaje, que puede permitir determinarlas mediante ensayos de laboratorio a escala continua o discontinua, o con mediciones directas de DQO según los procedimientos de *Standard Methods* (APHA, 2005). En ciertos casos es posible realizar ciertas estimaciones o simplificaciones para algunas fracciones de más difícil medición, como las relacionadas con la biomasa autótrofa.

El procedimiento general consiste en la determinación de la DQO total y disuelta de una muestra a lo largo del tiempo, lo que implica distintos niveles de degradación biológica, realizando un balance con los datos fraccionados y el dato de DQO total.

3.5 FRACCIONAMIENTO DE NITRÓGENO

Para la medición de Nitrógeno se determina la porción orgánica y amoniacal, mientras que el N orgánico biodegradable y no biodegradable se fracciona mediante estimaciones (Park *et al*, 1997; Metcalf *et al*, 1995).

El Nitrógeno total en el afluente al sistema incluye por un lado el N total Kjeldahl y por otra parte los nitratos y nitritos, los que se combinan en sólo un componente para simplificación del modelo, aunque en algunos modelos más avanzados se consideran por separado (Antón & Díaz, 2003). No se conocen métodos simples para determinar las fracciones del nitrógeno, puesto que la división de estos productos es un asunto bastante más complejo que escapa el alcance de este estudio.

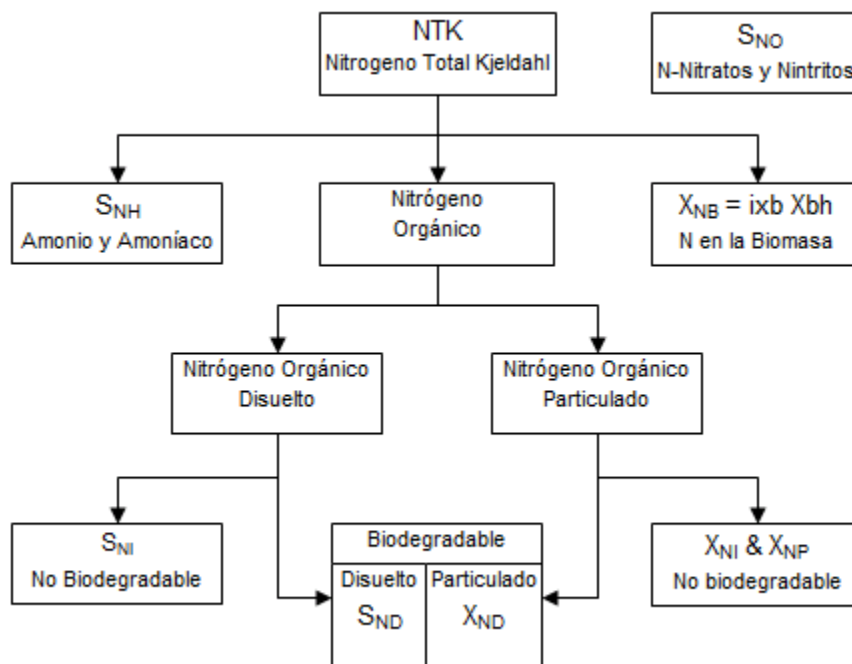


Figura 3.2. Fraccionamiento de los componentes nitrogenados del afluente al sistema de tratamiento (Henze *et al.*, 2000).

3.6 TASA DE CONSUMO DE OXÍGENO

La Tasa de Consumo de Oxígeno, denotada por su sigla en inglés OUR (Oxygen Utilisation Rate) es un indicador importante de la actividad biológica presente en reactores de lodos activados, llegando a ser el parámetro principal en la medición de la cinética de procesos biológicos (Dold *et al.*, 1980; Dold and Marais, 1986).

Su medición se basa en los cambios en la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) desde un nivel máximo hasta un mínimo en un período de tiempo medido. Para ello se airea el reactor hasta alcanzar OD máxima, luego se detiene el aire y se mide el tiempo que tarda en decrecer OD hasta un valor límite mínimo, completando un ciclo. Se airea nuevamente el reactor y el proceso se repite según sea necesario (Randall *et al.*, 1991). Durante el proceso se utilizan bolitas plásticas que flotan en la superficie libre del líquido del reactor a fin de disminuir la superficie de intercambio de oxígeno con el ambiente, para así tener una medición de la tasa de transferencia de O_2 más acertada.

En el procedimiento expuesto por Randall *et al.* (1991) se utiliza un sistema automatizado que establece como concentración máxima una OD de 8 mg/l y una mínima de 2 mg/l, midiendo el tiempo que toma el descenso. Las concentraciones máximas y mínimas pueden establecerse arbitrariamente, puesto que la base de la OUR es el consumo de oxígeno a través del tiempo, lo que se produce de forma lineal. Aprovechando esta condición, en este trabajo los valores mínimos y máximos de OD para efectos de medición se admite que no sean constantes, procurando conservar la linealidad en el descenso, pues a diferencia del trabajo de Randall *et al.* (1991) no se realiza con sistemas automáticos sino que manualmente.

En la Figura 3.3 se presenta un gráfico desarrollado por Wentzel *et al.* (1995) en el cual se aprecia el comportamiento de OUR a través del tiempo.

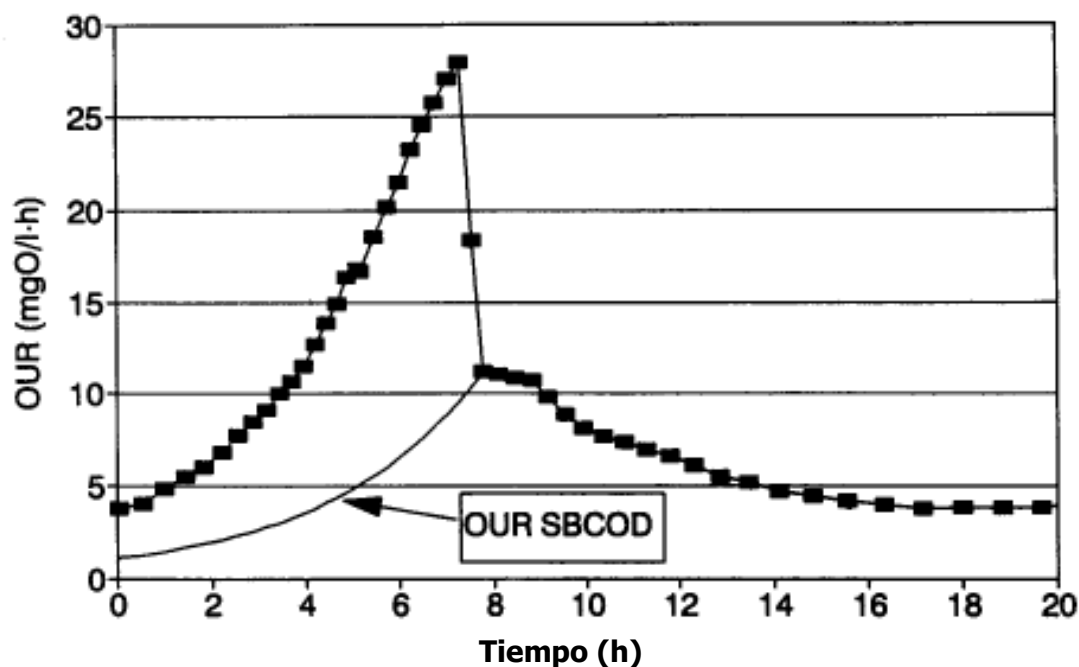


Figura 3.3. Tasa de consumo de oxígeno teórica en un reactor aireado, para aguas residuales municipales. Ejemplo extraído de Wentzel *et al.* (1995)

Se puede observar un crecimiento exponencial hasta un valor peak luego del cual se produce una caída abrupta para finalmente mantenerse relativamente constante a lo largo de las primeras 24 horas de funcionamiento del reactor, que en este caso se trata de un *batch* secuencial. También se muestra el comportamiento de OUR asociada a la fracción lentamente biodegradable de la DQO (OUR SBCOD) obtenida teóricamente a partir de ecuaciones, lo que no se requiere determinar en este trabajo.

Los cálculos realizados se centran en la zona del crecimiento exponencial hasta el punto máximo de la curva del gráfico, que se puede representar de forma lineal en un gráfico semi-logarítmico utilizando la ecuación de esta recta.

3.7 ALCALINIDAD

Este parámetro representa la capacidad de una sustancia de mantener su pH estable frente a la adición de un ácido o una base. Pese a que su presencia no es esencial (Arenas, 2005) la estabilidad que otorga al pH es de importancia pues una disminución de éste valor inhibe la actividad biológica.

El método de *Standard Methods* (APHA, 2005) para determinación de la alcalinidad consiste en la valoración con un ácido fuerte hasta pH 4,3. A este valor más del 99% del bicarbonato del sistema es convertido a CO₂. Sin embargo, al hacer esta valoración se considera más del 80% de los ácidos grasos volátiles (Campos A., 2001), compuestos presumiblemente abundantes en los sistemas anaerobios. Por lo anterior, Campos (2001) ha propuesto la utilización de una valoración en dos pasos: hasta pH 5,75 ($V_{5,75}$) que se ajusta mucho mejor al valor real de la alcalinidad debida al bicarbonato, y luego hasta pH 4,3 ($V_{4,3}$). Tomando estos puntos finales de pH se definen tres parámetros de medida de la alcalinidad: total (AT) medida al punto de 4,3; parcial (AP) asociada a la alcalinidad al bicarbonato, al pH 5,75 e intermedia (AI), estimada como la diferencia de ambas.

La valoración se hace con ácido clorhídrico N_{HCl} de normalidad exacta conocida con medida continua del pH, hasta los puntos mencionados. Se utiliza el mismo instrumental para medir el pH. Así, el cálculo de la alcalinidad se calcula con las expresiones (*Standard Methods*, APHA, 2005; Campos A., 2001):

$$AT(mg \text{ CaCO}_3 / L) = \frac{V_{4,3} \cdot N_{HCl}}{\text{Vol. muestra (mL)}} \cdot 50 \quad (5)$$

$$AP(mg \text{ CaCO}_3 / L) = \frac{V_{5,75} \cdot N_{HCl}}{\text{Vol. muestra (mL)}} \cdot 50 \quad (6)$$

$$\text{Relación de alcalinidades} = \frac{V_{4,3} - V_{5,75}}{V_{4,3}} \quad (7)$$

3.8 PARÁMETROS ESTEQUIOMÉTRICOS

Estos parámetros, como ya se ha mencionado, conservan los valores que aparecen en la literatura, puesto que se asume que la biomasa conserva sus características aun al tratarse de purines, por lo que se pueden utilizar los siguientes rangos de valores (Henze *et al.*, 2000):

Tabla 3.4. Valores típicos de los parámetros estequiométricos que aparecen en la literatura.

Símbolo	Unidades	Rangos a 20°C	Valores típicos
Y_A	mg DQO de células formadas [mg N oxidado] ⁻¹	0,07 - 0,28	0,24
Y_H	mg DQO de células formadas [mg DQO oxidado] ⁻¹	0,46 - 0,69	0,666
f_P	Adimensional	-	0,08
i_{xB}	g N [g DQO] ⁻¹ de biomasa	-	0,086
i_{xE}	g N [g DQO] ⁻¹ de productos residuales	0,02 - 0,1	0,06

3.9 PARÁMETROS CINÉTICOS

Estos parámetros poseen valores típicos que pueden variar con respecto a los que aparecen en la literatura, pues dependen de la cinética que se pueda dar entre las reacciones. Los valores de la literatura para las aguas servidas domésticas pueden no ser representativos de los purines de cerdo. En esta sección se presenta información bibliográfica para la medición de todos los parámetros mencionados, pero en el alcance de este trabajo se determinan solamente la tasa de crecimiento específico de heterótrofos $\mu_{H,max}$ y la máxima velocidad de hidrólisis k_h .

Los métodos de cálculos propuestos para los coeficientes se presentan siguiendo dentro de lo posible el orden mostrado en la Tabla 3.2.

Velocidad máxima de crecimiento de Autótrofos $\mu_{A,max}$

Este parámetro es uno de los más críticos para determinar en el crecimiento de la biomasa autótrofa, por su sensibilidad a los constituyentes del agua residual (Henze *et al.*, 2000). Requiere el conocimiento de algunos parámetros:

- SRT: Solids Retention Time – Tiempo de Retención de Sólidos (θ_C). El trabajo se realiza en reactor *Batch* para el cual en estricto rigor el SRT no existe, dado que su definición proviene de la determinación en un sistema continuo. Por esto, se acepta por convención que corresponde al cociente entre la biomasa descartada y la biomasa en el reactor. Se puede conocer entonces a partir de la operación del reactor.
- OUR: Se conoce de análisis previos
- El valor de b_A aparece posteriormente. Cuando se tienen pocos datos es posible utilizar un valor estimado de los que aparecen en la literatura.

También se puede utilizar la ecuación siguiente:

$$OUR = \frac{1 - Y_A}{Y_A} \cdot \mu_A \cdot X_{B,A} \quad (8)$$

Donde:

- OUR : Tasa de consumo de oxígeno;
- Y_A : Coeficiente de producción de biomasa autótrofa;
- $X_{B,A}$: Biomasa autótrofa activa. No hay métodos conocidos para determinar de forma simple este valor directamente.

Velocidad máxima de crecimiento de Heterótrofos $\mu_{H,max}$

Este parámetro se puede determinar utilizando la ecuación siguiente:

$$\mu_{H,max} = \left(\frac{Y_H}{1 - Y_H} \right) \cdot r_{resp,OX} \quad (9)$$

Donde:

$r_{resp,OX}$: tasa de respiración específica para la oxidación del sustrato

El parámetro $r_{resp,OX}$ se puede determinar restando la tasa de respiración medida de la tasa base de respiración. La tasa específica de respiración se obtiene dividiendo la tasa de respiración en la concentración de biomasa heterótrofa (Henze *et al.*, 2000).

Constante de saturación media K_S

La determinación de la constante de saturación media se realiza mediante la metodología de Williamson *et al.* (1975), la cual utiliza alimentación en sistema *batch* y una alta concentración de organismos (sobre 100 mg/l). El método consiste en la medición del consumo de sustrato a través del tiempo, manteniendo la concentración de organismos. Se mide OD en intervalos de 5 minutos y se extraen muestras cada 10 minutos para medición del sustrato. El reactor se conserva con un pH neutro y una temperatura de 20°C.

Graficando la concentración de sustrato y la de OD con respecto al tiempo se tiene que la pendiente máxima del sustrato versus tiempo es la tasa máxima de consumo k , siendo la constante de saturación media K_S el valor correspondiente a la mitad de k , o que se da a aproximadamente a una concentración de OD = 0,25 - 0,3 mg/l.

Constante de saturación media de Oxígeno para heterótrofos $K_{O,H}$

Constante de saturación media de Nitrógeno para heterótrofos K_{NO}

Constante de saturación media de Oxígeno para autótrofos $K_{O,A}$

Constante de saturación media de amonio para nitrificación K_{NH}

Para determinar estos parámetros también se puede utilizar la metodología de Williamson *et al.* mencionada para la determinación de K_S , con la diferencia de que se cambia la concentración de microorganismos a medir (heterótrofos, autótrofos, bacteria nitrificante respectivamente, pese a que en general en los modelos se consideran estas dos últimas como equivalentes) y la concentración de sustrato que es requerido (Nitrógeno, Oxígeno). Dadas las limitaciones y la complejidad en este procedimiento para los parámetros señalado es que se pueden utilizar los valores estimados aparecidos en la literatura.

Velocidad de decaimiento de Heterótrofos b_H

Este parámetro es de mucha importancia para la predicción de la producción de lodos y del requerimiento de oxígeno, por lo que debe ser determinado en el lodo con que se trabaja (Henze *et al.*, 2000).

El lodo es mezclado en un reactor *batch* donde la tasa de consumo de oxígeno OUR puede ser medida varias veces en un período de algunos días (Ekama *et al.*, 1986). Con esto se obtiene un gráfico del logaritmo natural de la tasa de consumo de O₂ versus el tiempo. La pendiente de este gráfico es el coeficiente de decaimiento tradicional, b'_H.

La nitrificación debe ser inhibida durante el ensayo añadiendo 20 mg/l de tiourea y el pH mantener neutro. Con todo esto, el coeficiente de decaimiento del modelo puede ser calculado de (Henze *et al.*, 2000; Molina *et al.*, 2003):

$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_{ZH} \cdot (1 - f_P)} \quad (10)$$

Velocidad de decaimiento de Autótrofos b_A

Este parámetro es de difícil determinación. A falta de datos y relaciones matemáticas directas es posible utilizar las estimaciones que aparecen en la literatura.

Factor de corrección crecimiento de Autótrofos en medio anóxico η_g

Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico η_h

Un método para su determinación es el descrito por Henze *et al.* (2000). Los ensayos para determinar estos factores de corrección se efectúan al mismo tiempo midiendo el consumo de oxígeno y nitrato en dos reactores *batch* equivalentes, siendo uno aeróbico para la medición de oxígeno y el otro anóxico para la medición de nitrógeno. Así, se mide la Tasa de Consumo de Oxígeno OUR y la Tasa de Consumo de Nitrato NUR (Nitrate Utilisation Rate). Con esto, si el reactor se divide en dos fases según el consumo de oxígeno en el tiempo, se tiene que OUR_g representa el OUR en la primera de estas fases y NUR_g su correspondiente NUR. Estos valores se ingresan en la ecuación siguiente:

$$\eta_g = \frac{2,86 \times NUR_g}{OUR_g} \quad (11)$$

En la fase siguiente, se tienen los valores respectivos OUR_h y NUR_h, con los que se utiliza la siguiente ecuación:

$$\eta_h = \frac{2,86 \times NUR_h}{OUR_h} \quad (12)$$

Es importante mantener la relación entre alimento y concentración de microorganismos (F / M) equilibrada con respecto a la concentración de biomasa (Henze *et al.*, 2000).

Máxima velocidad de Hidrólisis k_h

Este parámetro, al igual que los dos parámetros siguientes, puede considerarse independiente de la configuración del reactor (Dold and Marais, 1986).

El procedimiento de medición consiste en la saturación de la biomasa con sustrato lentamente biodegradable, lo que es más sencillo operando el reactor de trabajo con mezcla completa a un período de retención de sólidos corto, con alimentación adecuada. Luego de cesar la alimentación se mide OUR periódicamente para hacer un gráfico versus tiempo, a lo largo de 24 horas. La existencia de una meseta sostenida es la evidencia de que la biomasa está saturada y que la hidrólisis está ocurriendo en su máxima tasa, lo que permite evaluar k_h (Henze *et al.*, 2000).

Constante de saturación media para hidrólisis de sustrato lentamente biodegradable K_x

Utilizando el gráfico del procedimiento para la determinación de la máxima velocidad de hidrólisis k_h se tiene que el patrón al cual decae OUR a través del tiempo una vez detenida la alimentación es K_x (Henze *et al.*, 2000).

Velocidad de Amonificación k_a

Se utiliza un procedimiento similar al de determinación de la máxima velocidad de hidrólisis k_h , en un reactor en el cual se inhibe la nitrificación (Henze *et al.*, 2000). Este valor en general es estimado.

Los valores que aparecen en la literatura para los parámetros cinéticos se resumen en la Tabla 3.5, en la que se presentan los rangos en que se ha investigado que pueden encontrarse (Henze *et al.*, 2000; Antón & Díaz, 2003). Estos valores son además los utilizados por muchos modelos matemáticos de aguas residuales como sus valores por defecto.

Tabla 3.5. Unidades y valores típicos de los parámetros cinéticos, incluyendo sus rangos determinados, aparecidos en la literatura

Símbolo	Unidades	Valor a 10°C	Valor a 20°C	Rangos a 20°C
μ_A	día ⁻¹	0,3	0,8	0,34 - 0,8
$K_{O,H}$	g O ₂ / m ³	0,2	0,2	0,01 - 0,2
K_{NH}	g N-NH ₃ / m ³	1,0	1,0	-
b_H	día ⁻¹	0,2	0,62	0,05 - 1,6
b_A	día ⁻¹		0,15	0,05 - 0,15
K_{NO}	g N-NO ₃ / m ³	0,5	0,5	-
$K_{O,A}$	g O ₂ / m ³	0,4	0,4	-
η_g	adimensional	0,8	0,8	-
η_h	adimensional	0,4	0,4	0,4 - 1,0
μ_H	día ⁻¹	3,0	6,0	3,0 - 13,2
K_S	g DQO / m ³	20,0	20,0	10 - 180
k_h	g DQO lentamente biodeg / g DQO células * día	1,0	3,0	1,0 - 3,0
K_X	g DQO lentamente biodeg / g DQO células	0,01	0,03	0,01 - 0,03
k_a	m ³ / g DQO día	0,04	0,08	-

3.10 APLICACIÓN PRÁCTICA DEL MARCO TEÓRICO

El trabajo realizado a partir de este marco teórico consiste en la determinación del fraccionamiento de la Materia Orgánica presente en purines de cerdo a fin de obtener los parámetros de entrada a modelos matemáticos para el tratamiento de aguas residuales. El procedimiento para obtener estas fracciones consiste básicamente en la medición de la Tasa de Consumo de Oxígeno de los purines afluentes a plantas de tratamiento biológico mediante lodos activados, representados a escala de laboratorio en un reactor secuencial.

CAPÍTULO 4. DEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN PURINES DE CERDO: PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL Y RESULTADOS

4.1 METODOLOGÍA

4.1.1 Fundamento

La determinación de las fracciones de la DQO que caracterizan el agua residual estudiada es importante para la utilización de modelos matemáticos de procesos de tratamiento de aguas residuales, cuyo principal objetivo es la disminución de su contenido de contaminantes.

El trabajo principal consistió en la medición la Tasa de Consumo de Oxígeno de una muestra de purines de cerdo en un reactor secuencial *batch*, de forma constante durante su operación. Esta es una medida de la actividad biológica, lo que permite estimar además el comportamiento del material orgánico. Adicionalmente son necesarias mediciones de DQO, SST, SSV y pH en los instantes inicial y final de operación del reactor para obtener las concentraciones de DQO en esos puntos, y procesos de floculación y filtración para muestras al término del funcionamiento, cuando sólo permanece la fracción no biodegradable de la materia orgánica.

También se analiza el desarrollo de la biomasa existente en la muestra de purines midiendo DQO y Sólidos Suspendidos en instantes que caracterizan el comportamiento de OUR a través del tiempo, como es el inicio de la curva de crecimiento exponencial y el *peak* de ésta.

Para el desarrollo del procedimiento se busca mantener la temperatura a 20°C. En la práctica no resultó sencillo mantener una temperatura constante, pero es posible permitir una variación leve que no interfiera mayormente en los resultados. Las interferencias principales ocurren en la tasa de transferencia de oxígeno, y por ende el cálculo del coeficiente de transferencia $K_L a$ que puede variar con la temperatura, variando consecuentemente la eficiencia en la transferencia; también influye en la tasa de degradación del sustrato r . Todo esto es posible corregirlo con la ponderación del factor $K_L a$ y r por el factor $1,024^{(20-T)}$, donde T es la temperatura a la cual trabaja el reactor. El factor r puede determinarse midiendo la DQO disuelta en un período de tiempo, lo que se realizará sólo en caso de no poder mantener un nivel relativamente constante en la temperatura. Para efectos prácticos el trabajo se considera realizado bajo condiciones de temperatura constante.

4.1.2 Muestras

Las muestras utilizadas para el trabajo fueron muestras compuestas tomadas en un mismo lugar durante distintas horas del día, a modo de ofrecer una mayor representatividad de las características de los purines. La utilización de las muestras se detalla a continuación, donde por efectos prácticos de notación se denominan como *muestra cruda*, *muestra afluyente* y *muestra efluente* al reactor.

Para cada ensayo se utilizó una muestra de la entrada al sistema biológico, denominada *muestra cruda* o *muestra bruta* (no se trabaja con el licor mezclado ni su biomasa). El total requerido asciende a cuatro (4) litros de la llamada muestra *afluyente*, que consiste en la muestra cruda sin sedimentar diluida en agua destilada. El nivel de dilución depende de la concentración de DQO que posee la muestra cruda.

Dado que en el reactor batch se recomienda trabajar con una DQO del orden de los 500 mgDQO/l para no tener consumos de oxígeno demasiado elevados (Wentzel *et al.*, 1999) se ha determinado el nivel de dilución de la muestra cruda a partir de:

$$V \cdot C_{muestra\ cruda} = V \cdot C_{muestra\ diluida} \quad (13)$$

Entonces el volumen requerido de muestra se ha determinado con la relación

$$V_{muestra\ cruda} = V \cdot C_{muestra\ diluida} / C_{muestra\ cruda} \quad (14)$$

Aquí se distinguen los dos casos de estudio diferentes: cuando hay un biodigestor antes de la entrada del agua residual a la planta y cuando no lo hay.

Para el caso en que no hay biodigestor se consideró que el contenido de DQO total de la muestra cruda era de aproximadamente 15.000 mg/l, valor cuyo orden de magnitud se enmarca entre los datos medidos y que asegura un volumen de líquido suficiente para el trabajo, con lo que se llegó a que el volumen de muestra cruda requerido mínimo fue de 0,13 litros (considerando que de la muestra diluida en total el requerimiento asciende a 5 litros).

Por otra parte, y bajo las mismas premisas en cuanto a los volúmenes involucrados se refiere, cuando el agua residual pasa por un biodigestor antes de la entrada la planta la DQO se puede estimar en aproximadamente 6000 mg/l, con lo que el volumen mínimo requerido de muestra cruda para el ensayo fue 0,33 litros. Estos cálculos de dilución en base a estimaciones de concentraciones de las muestras se han realizado para estimar el volumen de muestra mínimo necesario.

Antes de trabajar con las muestras de purines se realizó una prueba con aguas residuales domésticas, inoculando una solución de aguas servidas domésticas con biomasa existente en el licor mezclado de una planta de tratamiento de aguas servidas de modo tal que permita simular las condiciones de entrada al reactor *batch*, con el fin de afinar la técnica y verificar el procedimiento a utilizar, corrigiéndolo y optimizándolo.

4.1.3 Materiales

- Reactor *batch*
- Agitador magnético
- Agua destilada
- Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3 \cdot 15H_2O$ solución 50 g/l, mínimo 40 ml (Wentzel *et. al.*, 1999). De no contarse con el reactivo con esta misma fórmula se utiliza una solución equivalente para mantener la concentración a añadir de 10 ml/l.
- Viales para medición de DQO: once (11). Este valor se puede ponderar de acuerdo a si se trabaje en duplicado o triplicado. Los viales se distribuyen de la siguiente forma.
 - o 1 para la muestra cruda,
 - o 2 para el afluente al reactor,
 - o 2 para el inicio del crecimiento de la curva exponencial,
 - o 2 para el *peak* del crecimiento de la curva exponencial,

- 2 para el efluente del reactor,
 - 1 para el volumen de muestra floculada y filtrada del efluente, y
 - 1 para el volumen de muestra floculada y filtrada de la muestra cruda.
- Filtros de 0,45 μm .
 - Pipetas
 - Medidor de OD y termómetro
 - Electrodo y equipo medidor de pH
 - Cronómetro
 - Equipo de aireación: Compresor, regulador de presión y rotámetro (flujómetro)
 - Bolitas plásticas

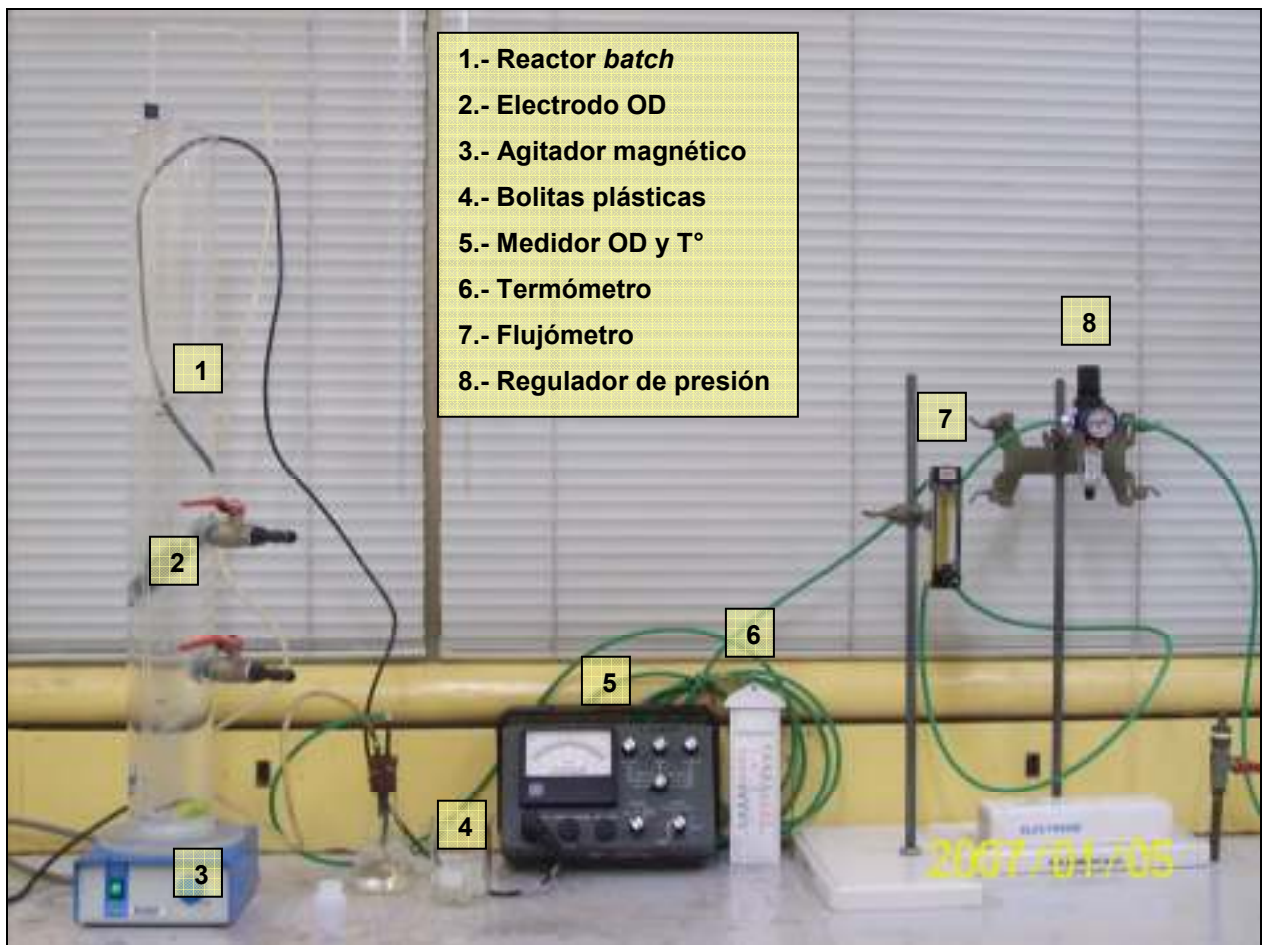


Figura 4.1. Equipamiento utilizado para el trabajo práctico en laboratorio. No aparece el equipo de aireación, pero se pueden observar las mangueras que permiten el transporte de aire. La instalación considera un regulador de presión y un flujómetro que permiten el ingreso de una cantidad constante de aire al reactor, además de ventiladores que ayudan a mantener una temperatura cercana a los 20°C.

4.2 PROCEDIMIENTO

Se utilizó un volumen de muestra de agua residual cruda sin sedimentar de 3 litros. La muestra se diluyó con agua potable hasta un nivel de DQO de 500 mg/l aproximadamente para no obtener una tasa de consumo de oxígeno muy alta (Wentzel *et al.*, 1999). El procedimiento de Wentzel *et al.* (1999) menciona que el pH del reactor se conserva en $7,5 \pm 0,2$. En este caso se ha preferido diluir con agua destilada dado que es un instrumento bastante más uniforme para permitir replicar el experimento que el agua potable, que varía en algunas características de una zona a otra.

No se manipuló la muestra para la conservación de pH, en gran parte porque las mediciones realizadas demostraron su conservación en rangos de pH neutro durante el funcionamiento del reactor, tal como provino de la muestra en bruto. Las variaciones de pH registradas no influyen mayormente en los cálculos y mediciones realizados, puesto que no se midió la nitrificación (Wentzel *et al.*, 1992).

La muestra diluida sin sedimentar se introdujo en un reactor continuamente agitado con un agitador magnético mantenido a una temperatura de trabajo aproximadamente constante cercana a 20°C. La superficie libre del líquido se redujo al mínimo posible cubriéndola con bolitas de plástico para minimizar de este modo el intercambio de oxígeno entre el líquido y la atmósfera. Se extrajo una pequeña muestra para medición de DQO total y disuelta.

Se inició entonces la determinación de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) aireando el reactor hasta obtener una concentración de OD conocida, que en general se encuentra entre 4 y 8 mg/l y, una vez en dicho punto, se cortaba la aireación y se monitoreaba el decrecimiento de OD a través del tiempo hasta llegar a una concentración final que puede variar entre cero y cualquier valor menor a la concentración inicial de la medición. La frecuencia utilizada fue de aproximadamente una medición cada 30 minutos.

Cada ciertos intervalos se extraen muestras del reactor y son filtradas (filtro de 0,45 μm) para el análisis de nitrato y nitrito (Henze *et al.*, 1999). Una buena medida sería hacerlo en el inicio del funcionamiento del reactor, luego cuando el OUR empieza a crecer, otra muestra en el peak del OUR y la última en el efluente del reactor tras el tiempo de funcionamiento posteriormente mencionado. Sin embargo, para efectos de este estudio no fueron requeridas estas mediciones.

El procedimiento de Henze *et al.* (1999) requiere la extensión del ensayo durante aproximadamente 20 horas. Por otra parte, se pudo asumir que la Materia Orgánica particulada es hidrolizada cuando el proceso de oxidación biológica se completa, lo que ocurre normalmente luego de 24 horas (Park *et al.*, 1997), por lo que parece adecuado el establecimiento de este período como la duración del ensayo. Del efluente también se requiere una muestra para medición de DQO total y disuelta.

Para la determinación de algunas de las fracciones de la DQO es necesario conocer los siguientes dos parámetros cinéticos: Tasa máxima de crecimiento específico de heterótrofos en DQO lentamente biodegradable y rápidamente biodegradable.

4.2.1 Cálculo de las fracciones de DQO

DQO Biomasa Heterótrofa: X_{BH}

El procedimiento para hacer esta medición consiste en graficar $\text{Ln}(\text{OUR})$ con respecto al tiempo durante el tiempo en que se produce el crecimiento exponencial que en teoría

debe resultar. De este gráfico se obtiene la pendiente y el punto de corte del eje las ordenadas, e ingresando estos valores a la ecuación:

$$X_{BH(0)} = \frac{e^{(intercepción-y)} \cdot 24}{\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot (pendiente \cdot 24 + b_H)} \quad (15)$$

Donde:

$$\begin{aligned} X_{BH(0)} &= \text{Concentración biomasa heterótrofa en el afluente, mgDQO/l.} \\ Y_H &= \text{Rendimiento de los organismos heterótrofos} \\ &= 0,666 \text{ mgDQO/mgDQO (Wentzel et al., 1995)} \\ b_H &= \text{Tasa de decaimiento específico para la biomasa heterótrofa} \\ &= 0,62 \text{ 1/día (Wentzel et al., 1995)} \end{aligned}$$

DQO rápidamente biodegradable: S_s

El procedimiento propuesto por Wentzel *et al.*, 1995 supone que se conocen los parámetros μ_X , Y_H , $\mu_{H,max}$ y OUR . Así, con estos valores y en base a la integración analítica de OUR_{S_s} en el tiempo se llega a que la DQO rápidamente biodegradable del afluente es:

$$S_s = \frac{1}{1-Y_H} \int_{t=0}^{t=d} OUR_{S_s} \cdot dt \quad (16)$$

Donde:

$$\begin{aligned} OUR_{S_s} \cdot 24 &= \frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_{H,max} \cdot X_{BH(0)} \cdot e^{(\hat{\mu}_H + \mu_X - b_H)t/24} \\ \mu_X &= \text{Tasa máxima de crecimiento específico de heterótrofos en } X_s \\ \mu_{H,max} &= \text{Tasa máxima de crecimiento específico de heterótrofos en } S_s \end{aligned}$$

Luego, es necesario conocer los valores de las tasas máximas de crecimiento específico para los organismos heterótrofos por separado en las fracciones rápidamente y lentamente biodegradable de la DQO disuelta, las que se encuentran más adelante.

DQO no biodegradable disuelta: S_l

Una vez producida la caída de OUR el remanente disuelto que queda debería ser DQO lentamente biodegradable, por lo que si se mide la DQO total y disuelta del efluente se puede tener este valor con una simple sustracción de los valores.

El procedimiento utilizado por Wentzel *et al.*, (1999) consigna un ensayo de floculación y precipitación realizable con un agitador magnético, extrayendo un volumen de 1 litro del contenido del reactor y agregándole una dosis de 10 ml/l de una solución de 50 g/l de sulfato de aluminio $[Al(SO_4)_3 \cdot 15H_2O]$, Merck]. Se agita rápidamente (aproximadamente 200 rpm) por 2 minutos, para luego agitar muy lentamente (aproximadamente 1 rpm) durante 30 minutos. Posteriormente se deja precipitar durante unos minutos y se extrae una muestra de 50 ml del sobrenadante, la que se filtra a través de un filtro de 0,45 μm , midiendo la DQO de este filtrado final. Este valor debería dar S_l .

En este caso se utilizó una solución equivalente de 54,41 g/l dado que se contaba con sulfato de aluminio cuya fórmula es $\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, a fin de conservar la concentración de 10 ml/l al agregar este coagulante.

El ensayo de floculación se utiliza para la eliminación del exceso de sólidos suspendidos de la muestra, de modo de evitar el bloqueo excesivo de los filtros, que podría requerir una cantidad muy alta lo que convertiría este procedimiento en caro y tedioso. Este ensayo se realizó con un agitador magnético.

DQO lentamente biodegradable: X_s

Existen varios métodos propuestos para determinar esta fracción, pero el método utilizado es el que en consideraciones iniciales aparece como el más fiable (Wentzel *et al.*, 1999).

Este consiste en la determinación de la DQO asociada a la biomasa presente en el reactor luego de finalizado el ensayo, utilizando la misma base teórica que para la medición de X_{BH} en el afluente (inicial), vale decir, graficando OUR versus el tiempo y aplicando las mismas ecuaciones presentadas anteriormente. Sin embargo, la diferencia radica en que una vez terminado el período de funcionamiento del reactor el sustrato disuelto se considera nulo, pues se asume que es consumido en su totalidad. Por esta razón lo que se hace es agregar un sustrato disuelto que sirva como alimento a la biomasa restante al final del ensayo.

El sustrato que se agrega puede ser sintético, como acetato, o proveniente de la misma agua residual cruda. El caso de sustrato sintético de acetato puede producir un comportamiento distinto de la biomasa al que se tiene en caso del agua residual cruda, por lo que puede requerirse un tiempo de aclimatación, lo que dadas las condiciones del ensayo no es factible ni aconsejable. Es así como se optó por la opción de añadir sustrato disuelto proveniente del mismo origen que el afluente al reactor, y más aún, de la misma agua residual con que se realiza el ensayo.

Como es sabido, el sustrato corresponde al filtrado de la muestra; pero por tratarse de una muestra de purines de cerdo la cantidad de sólidos es muy alta como para hacer una filtración directa, aun estando diluido, por lo que se realizó un proceso de floculación y precipitación tal como el descrito para la determinación de S_i . Del sobrenadante se extrajo 1 litro de líquido que se hizo pasar a través del filtro de 0,45 μm , pudiendo medirse la DQO para conocer la correspondiente a este nuevo sustrato.

El procedimiento de Wentzel *et al.* (1999) señala que el reactor *batch* debe funcionar por un período de 2 días, tiempo al cabo del cual se extrae un volumen de 1 litro de licor mezclado del reactor al cual se realizan los análisis de DQO y filtrado y precipitado como ya se ha descrito. Este volumen es reemplazado con el nuevo sustrato de agua residual cruda filtrado a través de un filtro de 0,45 μm . El reactor se echa a andar midiendo la tasa de consumo de oxígeno del mismo modo que ya se ha mencionado, durante un período de 12 horas o hasta que se produzca una caída brusca de OUR. El crecimiento de OUR debe resultar según la teoría de forma exponencial tal como al inicio del ensayo, lo que permite realizar el mismo procedimiento utilizado para el cálculo de X_{BH} en el afluente, pero esta vez para el efluente. Con esto se puede determinar la fracción biodegradable de la DQO mediante la ecuación:

$$S_{\text{Bio degradable}_{\text{inicial}}} = \frac{[MO_C - (1-f)(X_{BHi} - X_{BHe})]}{[(1-Y_H) + (1-f)Y_H]} \quad (17)$$

Donde:

- MO_C = Masa de oxígeno consumido por los heterótrofos durante el ensayo batch en mgO/IOUR que sigue inmediatamente la caída en el gráfico de OUR vs t, en mgO/l/h
 = Área bajo la curva OUR versus tiempo luego de añadir nuevo sustrato.
 f = Fracción residual endógena de heterótrofos
 = 0,2 (Dold *et al.*, 1980)

Conociendo entonces el valor de X_S y el de S_S calculado anteriormente se realiza un simple balance:

$$X_S = S_{\text{Biodegradable}_{\text{inicial}}} - S_S \quad (18)$$

DQO no biodegradable particulada: X_I

Se puede determinar con el balance de DQO total, con el supuesto que este valor no se consume en el reactor, es decir, en el efluente es el mismo valor que el afluente. Así, se puede conocer como función de los valores determinados para el agua residual inicial (afluente)

$$X_I = DQO_{\text{total}} - S_S - X_S - S_I - X_{BH} \quad (19)$$

DQO Biomasa Autótrofa: X_{BA}

La biomasa autótrofa puede existir dependiendo de que tan alta sea la concentración de amoníaco que presente la muestra. Sin embargo, este valor se asumió nulo para efectos de este trabajo, pues esta biomasa es muy pequeña con respecto a la biomasa heterótrofa.

4.2.2 Cálculo de parámetros estequiométricos, cinéticos y otros.

Producto de los resultados obtenidos en los ensayos de laboratorio, así como por las necesidades de cálculo de algunos de ellos es que se pueden calcular otros parámetros que pueden ser estequiométricos o cinéticos. Además, a modo de validar los datos obtenidos en los ensayos de laboratorio se determinó el porcentaje de recuperación de DQO.

Coefficiente de producción de organismos heterótrofos Y_H

Este parámetro estequiométrico se requiere para muchos de los cálculos de las fracciones de DQO. Se conoce el valor teórico que aparece en la literatura de 0,666 [mgDQO / mgDQO], pero también es posible determinarlo conociendo la variación de SSV y la variación de DQO durante la etapa de crecimiento de la biomasa heterótrofa, con la ecuación

$$Y_H = \frac{\Delta SSV}{\Delta DQO_T} \quad (20)$$

Con esta ecuación las unidades resultantes son [mgSSV / mgDQO], por lo cual se pondera por 1,42 para expresarlo en términos de [mgDQO / mgDQO]. Este valor siempre es positivo.

Porcentaje de recuperación de DQO

Este es el primer resultado obtenido con los datos de los ensayos. Este valor representa el balance de masa del sistema, midiendo la DQO total al inicio y al final del ensayo y calculando el consumo de oxígeno asociado, mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ recuperación DQO} = \frac{DQO_{t=T} + \int_{t=0}^{t=T} OUR \cdot dt}{DQO_{t=0}} \quad (21)$$

Donde:

t	=	Tiempo en horas
$DQO_{t=T}$	=	DQO total no filtrada al final del ensayo
OUR	=	Tasa de consumo de oxígeno (mgO/l/h)
$\int_{t=0}^{t=T} OUR \cdot dt$	=	Concentración de oxígeno consumida a lo largo del ensayo

Si el resultado está en el rango 95-105% se considera que el ensayo es válido (Wentzel *et al.*, 1995), pero el rango aceptado se amplió entre 90 – 110% lo que implicaría un error máximo de un 10% que se sigue considerando un resultado aceptable.

Tasa máxima de crecimiento específico de heterótrofos en DQO lentamente biodegradable (μ_X)

Este valor se determina con la ecuación

$$\mu_X = \frac{OUR_{X_S(t=s)} \cdot 24}{\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot X_{BH(0)} \cdot e^{(\mu_{H,max} + \mu_X - b_H) \cdot (t=s) / 24}} \quad (22)$$

Donde:

$OUR_{X_S(t=s)}$	=	OUR que sigue inmediatamente la caída en el gráfico de OUR vs t, en mgO/l/h
$(t = s)$	=	tiempo que sigue inmediatamente la caída en el gráfico de OUR vs t, en horas

$$(\mu_{H,\max} + \mu_X - b_H) / 24 = \text{pendiente de } \ln(\text{OUR}_{(t)}) \text{ versus tiempo (igual al usado en } X_{\text{BH}(0)}).$$

Este parámetro pertenece al modelo UCT, pero con una simple relación se puede obtener el parámetro correspondiente para el modelo IAWQ, como se presenta más adelante.

Tasa máxima de crecimiento específico de heterótrofos en DQO rápidamente biodegradable ($\mu_{H,\max}$)

La ecuación utilizada para la determinación de este parámetro es la que aparece en el punto anterior definida como la pendiente de la recta $\ln(\text{OUR}_{(t)})$ vs tiempo:

$$\mu_{H,\max} = \text{pendiente} \cdot 24 - \mu_X + b_H \quad (23)$$

Donde, si se sigue el orden aquí presentado, todos los parámetros resultan ya conocidos.

Tasa de máxima hidrólisis específica (k_h)

Este parámetro cinético pertenece al modelo IAWQ, que es en el cual se basa este estudio, pero se obtiene a partir del valor de μ_X que pertenece al modelo UCT. Así, k_h se puede obtener como el cociente entre μ_X y Y_H , tal como se presenta en la ecuación siguiente:

$$k_h = \mu_X / Y_H \quad (24)$$

Este parámetro, junto con algunas otras constantes cinéticas, es considerado relativamente nuevo por lo que no existe mucha información para establecer rangos en los cuales poder encontrar sus valores típicos. De todos modos, en la literatura se utiliza el valor 3,0 [mg DQO / (mg DQO * día)] cuando se trabaja a 20°C.

4.2.3 Trabajo práctico

4.2.3.1 Muestra cruda

La muestra cruda afluente al sistema se utilizó para medición de DQO, para establecer el nivel de dilución requerido para llegar a una DQO aproximada de 500 mg/l para trabajar en el reactor *batch*.

Fue necesario apartar un volumen mínimo de 1 litro de la muestra cruda para extraer el sustrato que se agregó al efluente (luego de un funcionamiento durante un tiempo mínimo de 2 días) del reactor en el proceso de determinación de DQO lentamente biodegradable. La floculación se realizó en general de forma inmediata luego de la extracción, al contar con un agitador magnético disponible, además del utilizado por el reactor; cuando esta no fue la situación se mantuvo guardado el líquido en una botella refrigerada, estando en esta situación por un período máximo de 24 horas.

4.2.3.2 Afluente al reactor batch

Luego de diluida la muestra cruda el reactor comenzó el funcionamiento con un volumen de 3 litros de muestra afluente, vale decir, muestra cruda sin sedimentar diluida, agitándose con el agitador magnético para procurar una mezcla lo más completa posible, y añadiendo oxígeno mediante aireación. A este afluente se le midió la DQO total y disuelta, además de los sólidos suspendidos que posee la muestra. Se extrajo además una pequeña muestra para la medición de los coliformes fecales existentes.

4.2.3.3 Trabajo en el reactor batch

Teniendo en funcionamiento el reactor se midió la tasa de consumo de oxígeno OUR durante 24 horas. El procedimiento en que se basa el estudio indica en promedio una medición cada 25 minutos, pero esta frecuencia puede disminuir si se aumentan los valores mínimos y máximos de OD medidos para OUR.

Con la medición de OUR se obtuvo la DQO de la biomasa heterótrofa del afluente y la fracción rápidamente biodegradable. La DQO se obtuvo como aparece detallado en el procedimiento, a partir del gráfico de OUR versus tiempo.

Considerando el comportamiento esperado de la evolución de OUR en el tiempo se extrajo una muestra pequeña (entre 15 y 20 ml aprox.) en el inicio de la curva exponencial y en el *peak* de ésta para la medición de DQO total, disuelta, SST y CF.

4.2.3.4 Efluente del reactor batch

Luego de las 24 primeras horas de funcionamiento se extrajo una muestra del agua residual existente en el reactor *batch*. Para efectos de notación a esta agua se le denomina *efluente* del reactor. Con esto se pudo medir DQO total y disuelta, y se dejó funcionando el reactor por 24 horas más.

Completadas las 48 horas (2 días) de funcionamiento se extrajo un volumen de 1 litro de agua residual del reactor completamente mezclado y se reemplazó con el mismo volumen de sustrato de la misma muestra afluente, que ya fue tratado con el proceso de floculado con sulfato de aluminio y filtrado a través de $0,45\ \mu\text{m}$.

Se hizo funcionar nuevamente el reactor y se midió OUR durante algunas horas siguiendo el mismo procedimiento ya conocido. Esto se utilizó para determinar la DQO lentamente biodegradable. Con la medición de OUR vs tiempo se obtuvo la DQO de la biomasa heterótrofa del efluente y con esto se ingresó a una ecuación para determinar la DQO biodegradable inicial. Teniendo este valor y la DQO biodegradable disuelta ya calculada se realizó un balance y se determinó la DQO lentamente biodegradable.

Al volumen extraído del reactor al cabo de las 48 horas de funcionamiento (1 litro de efluente) se le realizó el ensayo de floculación con sulfato de aluminio y filtrado a través de $0,45\ \mu\text{m}$, para la determinación de la DQO no biodegradable disuelta midiendo la DQO del sobrenadante luego de la floculación y filtración de 50 ml.

Al finalizar el ensayo no permanece biomasa en el reactor, sino que es renovada completamente.

Una imagen del reactor en funcionamiento durante el trabajo se puede observar en la figura 4.2.

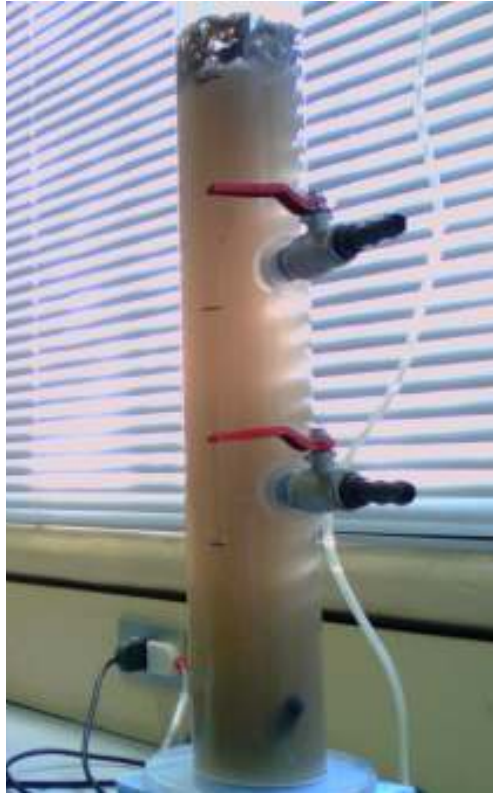


Figura 4.2. Fotografía del reactor secuencial *batch* en funcionamiento con purines de cerdo. Se puede observar la formación de espuma en su parte superior, por lo cual se cepillaban las paredes del reactor para evitar la acumulación de elementos sólidos adheridos.

4.3 RESULTADOS

Para cada caso (con y sin tratamiento de los purines con un Biodigestor) se realizaron tres ensayos *batch* en laboratorio, con una muestra compuesta correspondiente al afluente al sistema biológico de tratamiento de lodos activados para cada ensayo. Las muestras fueron diluidas en agua destilada según la carga de DQO que poseían en su estado crudo, para llegar a un nivel aceptable para trabajar de aproximadamente 500 mgDQO/l (Wentzel *et al.*, 1995).

El desarrollo del trabajo, en especial de los cálculos finales, permitió calcular un valor para el parámetro Y_H que se pudo comparar con su valor teórico que aparece en la literatura. La misma situación aconteció con el parámetro μ_H .

El valor de la biomasa autótrofa se asumió nulo, por lo que no se presenta en los resultados.

4.3.1 Purines sin tratamiento con Biodigestor

En el caso en que los purines no presentaron un tratamiento con Biodigestor antes de entrar al proceso de lodos activados se obtuvieron muestras con una alta carga de sólidos, lo que las hace más espesas y por lo mismo requirieron un grado de dilución importante. Se trabajó con la muestra diluida en agua destilada 25 veces. El aroma de las muestras era bastante fuerte con

predominio del olor a heces en general. Su color era café claro con un poco de espuma de tintes amarillentos.

Para la obtención del parámetro Y_H se calcula el promedio del valor determinado en cada uno de los dos últimos ensayos, puesto que en el primero las mediciones requeridas para su determinación no fueron realizadas. El detalle de los resultados es el siguiente:

Ensayo Sin BD-1	Ensayo Sin BD-2	Ensayo Sin BD-3	Promedio	Unidades
-	0,49	0,74	0,62	[mgDQO/ mgDQO]

Si bien el valor obtenido fue muy similar al valor teórico de 0,666 [mgDQO/ mgDQO] los resultados presentados son los calculados a partir de este último valor. Los obtenidos con el valor de Y_H calculado se encuentran en los anexos.

La recuperación de DQO de cada uno de los ensayos es 92%, 95% y 110% respectivamente, lo que los sitúa dentro de los resultados aceptables, pese a que la poca cantidad de ensayos realizados de todos modos no permite realizar el descarte de algunos datos.

Los gráficos obtenidos durante las primeras 24 horas de cada ensayo, de interés para el cálculo de la DQO asociada a la biomasa heterótrofa, son los presentados a continuación. Se añaden los datos de entrada al reactor de DQO total, SST y SSV.

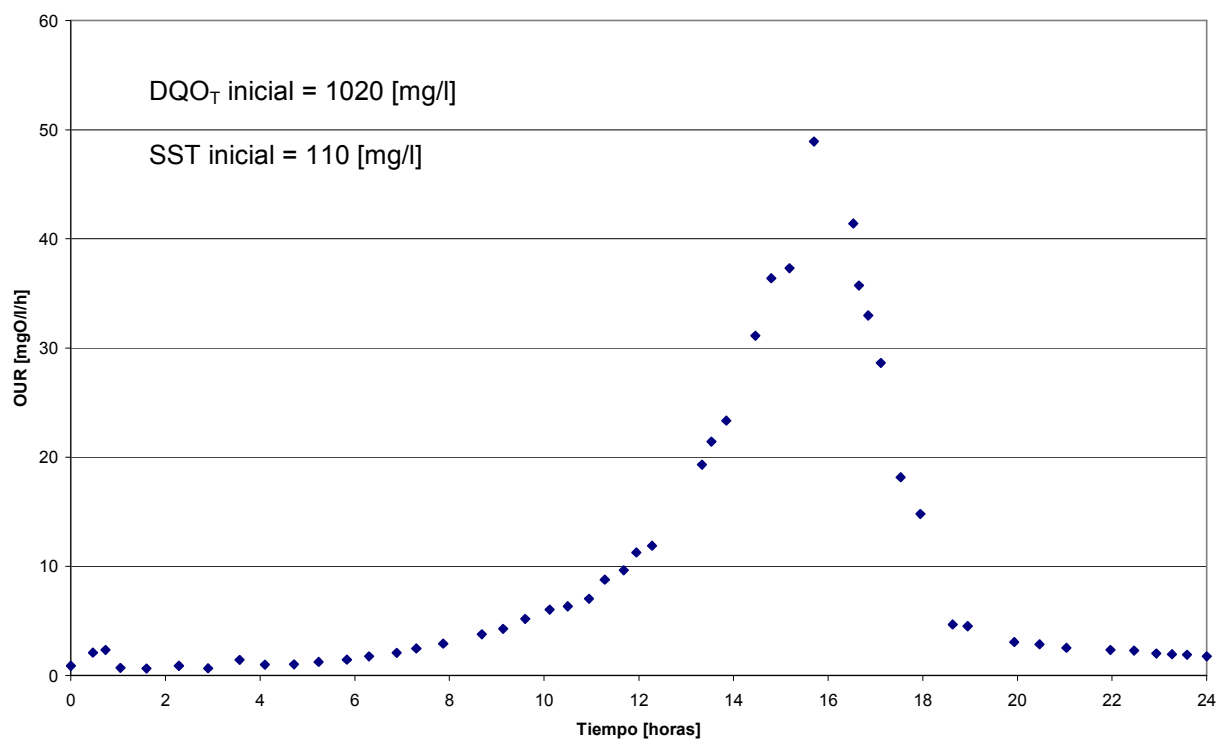


Figura 4.3. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-1

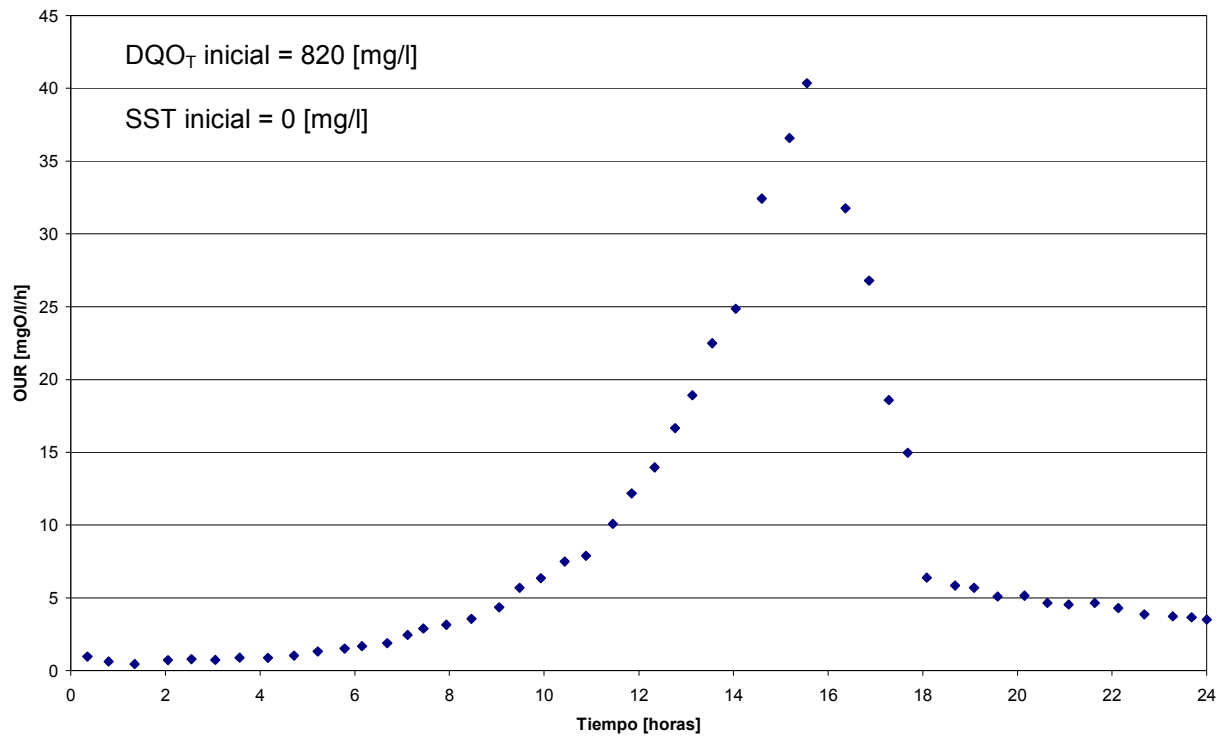


Figura 4.4. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-2

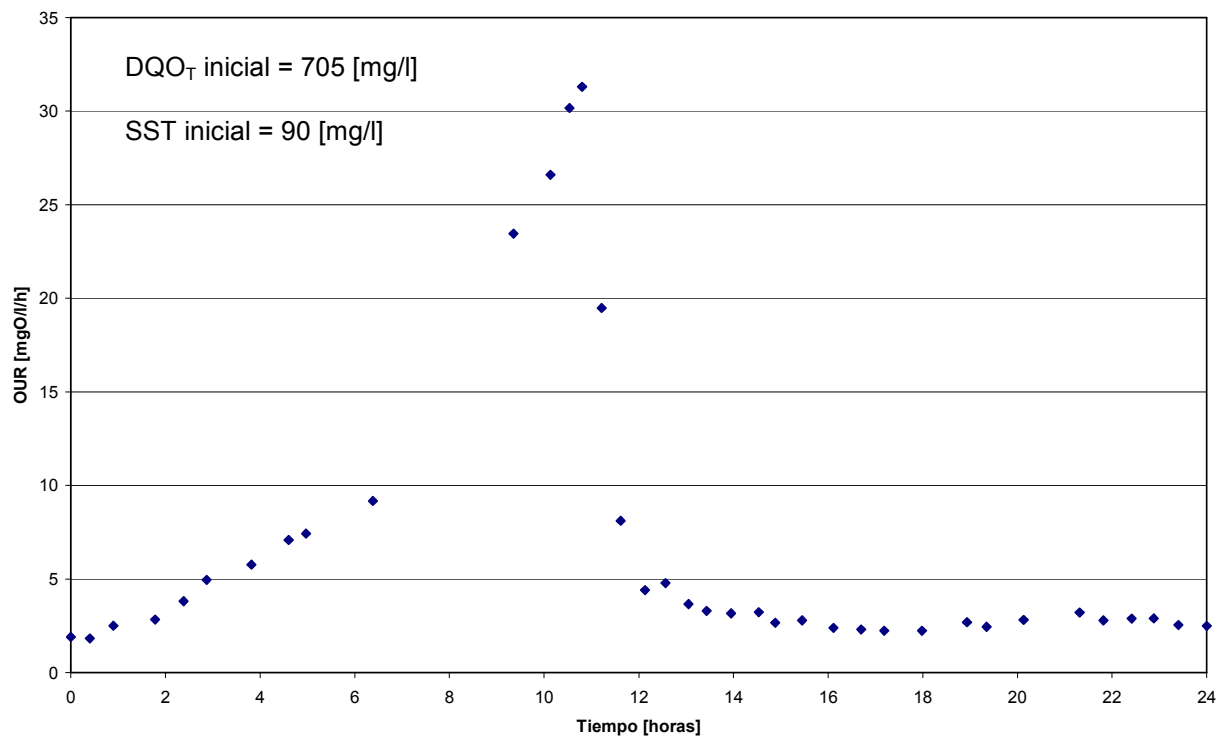


Figura 4.5. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo sin BD-3

La tendencia posible de observar en los gráficos es muy similar a la obtenida por Wentzel *et al.* (1995). Los resultados obtenidos de las fracciones de DQO se expresan en porcentaje con respecto a la DQO total afluente. En la Tabla 4.1 se presentan estos resultados en detalle obtenido para cada uno de los ensayos, junto con el promedio obtenido de estos valores, utilizando Y_H teórico. No se eliminaron datos.

Tabla 4.1. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso sin tratamiento con BD. Valores calculados con Y_H teórico de 0,666 [mgDQO/ mgDQO].

Parámetros	Unidades	Ensayo Sin BD-1	Ensayo Sin BD-2	Ensayo Sin BD-3	Promedio
DQO total	[mg/l]	100%	100%	100%	100%
DQO biomasa heterótrofa	[mg/l]	0,10%	0,14%	2,86%	1,03%
DQO rápidamente biodegradable	[mg/l]	28%	25%	46%	33%
DQO no biodegradable disuelta	[mg/l]	8%	34%	5%	16%
DQO lentamente biodegradable	[mg/l]	13%	32%	9%	18%
DQO no biodegradable particulada	[mg/l]	51%	8%	37%	32%

Los parámetros cinéticos que se han determinado en base al afluente de los purines al reactor aireado se presentan en la tabla 4.2, donde se muestra el valor de μ_X del modelo UCT junto al de k_h del modelo IAWQ. Estos parámetros se utilizan para la determinación del fraccionamiento de la DQO. Un resumen de la DQO biodegradable se presenta a su vez en la Tabla 4.3.

Tabla 4.2. Valores resultante de los parámetros cinéticos calculados, caso sin BD

Parámetros	Unidades	Ensayo Sin BD-1	Ensayo Sin BD-2	Ensayo Sin BD-3	Promedio
$\mu_{H,max}$	[día ⁻¹]	6,97	4,92	4,96	5,62
μ_X	[día ⁻¹]	1,97	3,88	1,43	2,43
k_h	[mgDQO/mgDQO/día]	2,96	5,82	2,15	3,65

Tabla 4.3. DQO totalmente biodegradable, caso sin biodigestor

Ensayo Sin BD-1	Ensayo Sin BD-2	Ensayo Sin BD-3	Promedio
42%	57%	56%	52%

4.3.2 Purines con tratamiento previo mediante Biodigestor

En el caso cuando existe tratamiento con un Biodigestor se pudo sentir un olor fuerte en las tres muestras trabajadas. Esto se correlaciona con la presencia del Biodigestor, que añade un tratamiento anaeróbico previo al proceso de lodos activados, produciendo un nivel importante de gases como el metano. Además, los datos de mediciones semanales de la planta indicaban la presencia de amonio en estado disuelto. El color de las muestras era café oscuro rojizo. Las muestras provenientes del efluente del BD eran líquidas, pero no poseían una carga tan alta de

sólidos como cuando no había biodigestión, por lo cual el nivel de dilución para trabajar fue menor, siendo utilizada una dilución de 10 veces de las muestras crudas en agua destilada.

El valor del parámetro Y_H calculado en este caso se obtiene como el promedio del valor obtenido en cada uno de los tres ensayos realizados, obteniéndose los resultados siguientes:

Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio	Unidades
0,05	0,15	1,58	0,59	[mgDQO/ mgDQO]

Si bien el promedio de los valores obtenidos parece similar al valor teórico, la alta dispersión de los obtenidos en cada uno de los ensayos, además de ser poco razonables (en particular el del ensayo Con BD-3), no permiten su utilización como un resultado fiable. De igual modo, los resultados obtenidos a partir de este parámetro calculado se encuentran en los anexos.

En cuanto al porcentaje de recuperación de DQO de cada uno de los ensayos se llegó a 111% para los dos primeros y 100% para el último, por lo cual los resultados de estos ensayos se consideraron útiles y no se eliminaron datos debido a que la cantidad de ensayos realizados fue muy limitada.

Los gráficos obtenidos de los ensayos se presentan a continuación:

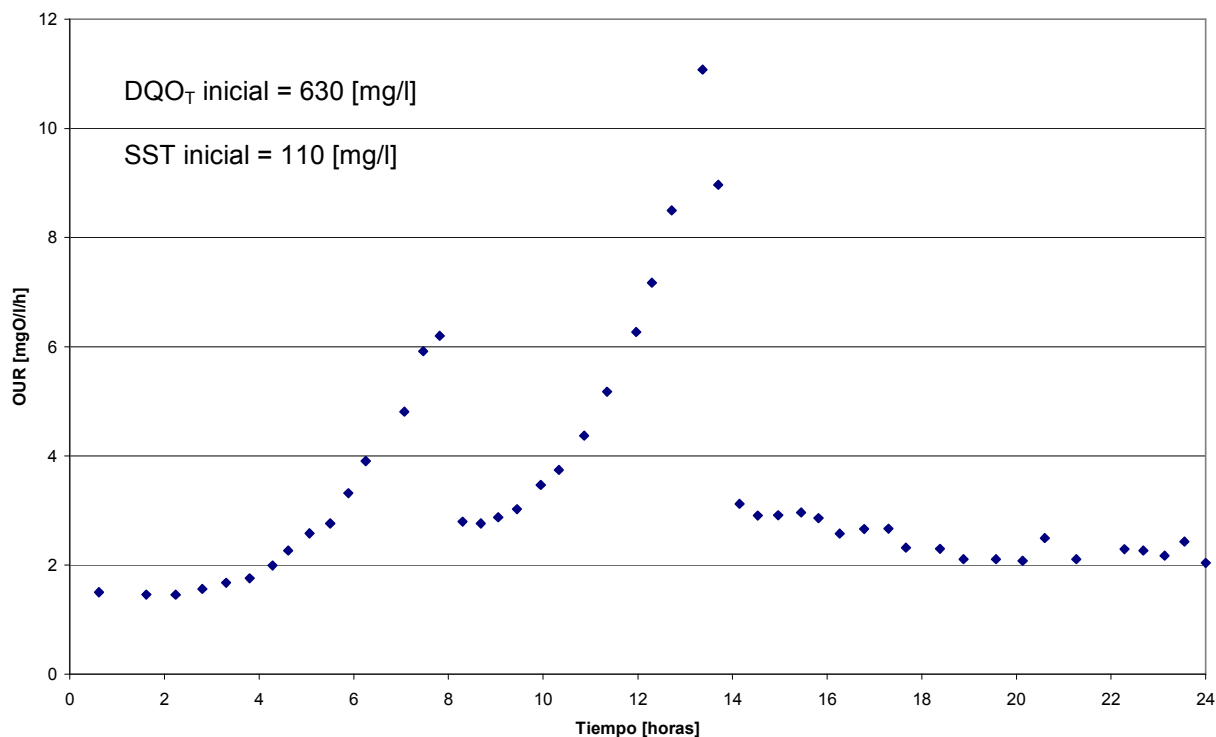


Figura 4.6. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-1

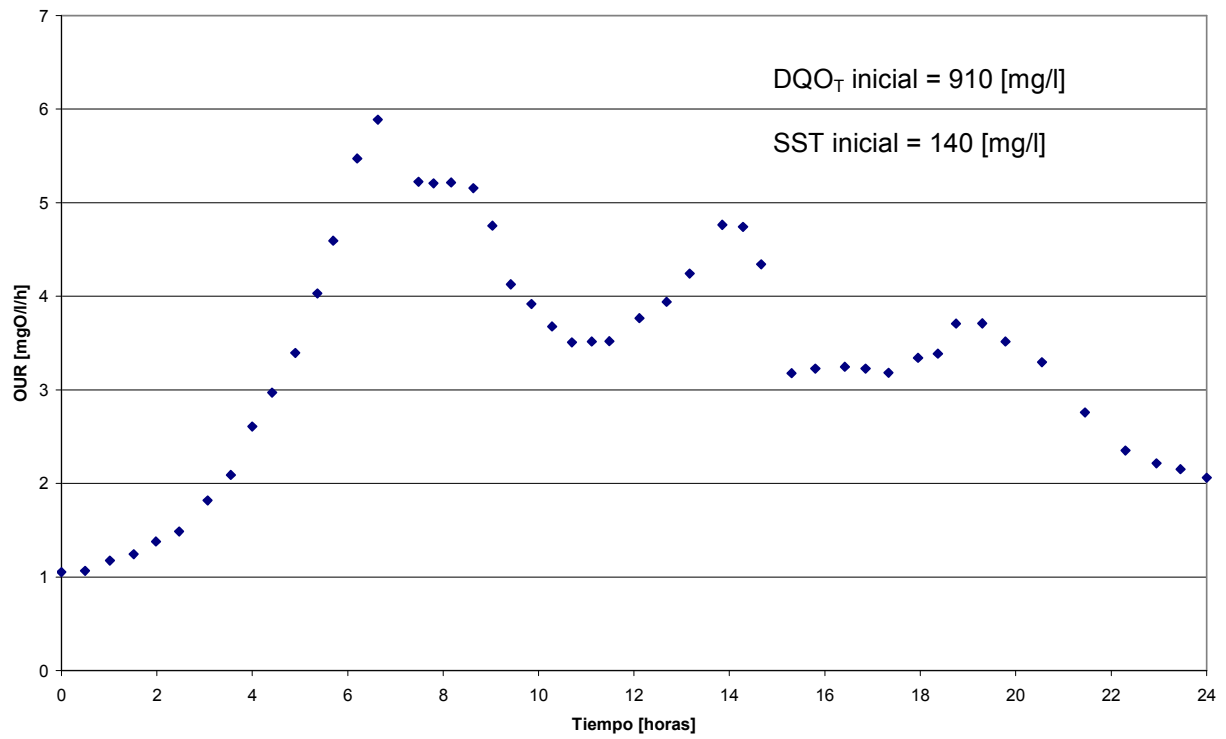


Figura 4.7. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-2

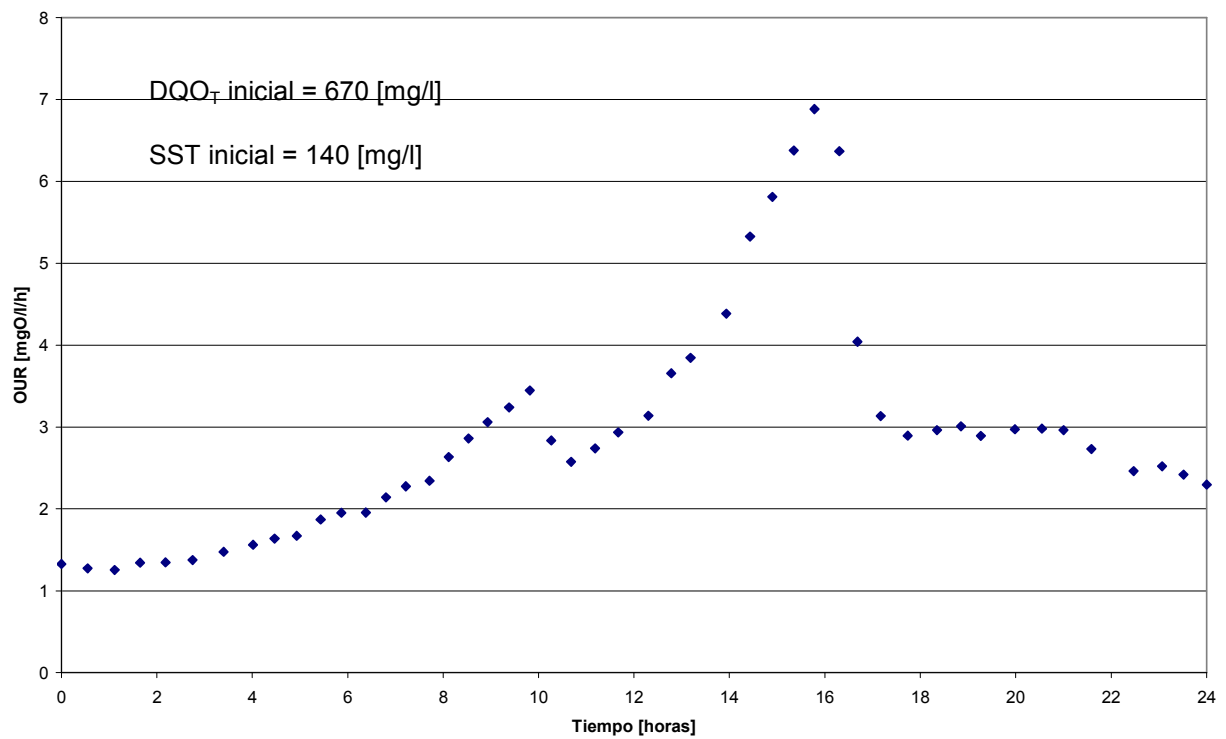


Figura 4.8. Gráfico OUR versus tiempo de las primeras 24 horas, ensayo con BD-3

Por otra parte, los resultados obtenidos para las fracciones de la DQO son los presentados en la Tabla 4.4.

Tabla 4.4. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso con tratamiento con BD. Valores calculados con Y_H teórico de 0,666 [mgDQO/ mgDQO].

Parámetros	Unidades	Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
DQO total	[mg/l]	100%	100%	100%	100%
DQO biomasa heterótrofa	[mg/l]	0,18%	1,31%	2,20%	1,23%
DQO rápidamente biodegradable	[mg/l]	11%	11%	10%	11%
DQO no biodegradable disuelta	[mg/l]	32%	42%	36%	37%
DQO lentamente biodegradable	[mg/l]	22%	26%	10%	19%
DQO no biodegradable particulada	[mg/l]	35%	19%	42%	32%

En las Tablas 4.5 y 4.6 se presentan los resultados de los parámetros cinéticos encontrados en estos ensayos, los que se utilizan para calcular las fracciones de la DQO, y los porcentajes de la DQO biodegradable obtenida respectivamente.

Tabla 4.5. Valores resultante de los parámetros cinéticos calculados, caso con BD

Parámetros	Unidades	Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
$\mu_{H,max}$	[día ⁻¹]	5,35	5,92	1,65	4,31
μ_X	[día ⁻¹]	2,44	2,45	1,75	2,21
k_h	[mgDQO/mgDQO/día]	3,67	3,67	2,62	3,32

Tabla 4.6. DQO totalmente biodegradable, caso con biodigestor

Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
32,66%	37,33%	20,03%	30,01%

4.3.3 Resumen de los resultados

A modo de síntesis, en la Tabla 4.7 se presenta un resumen de los resultados de los porcentajes de fracciones de materia orgánica, de modo tal que se puede establecer una comparación entre ambos casos. Cabe recordar que no aparece el valor de la biomasa autótrofa expresado en DQO porque éste se asumió nulo.

Por su parte, en la Tabla 4.8 se pueden observar los valores resultantes de los parámetros Y_H , $\mu_{H,max}$, μ_X y k_h calculados a partir de la metodología empleada.

Por último, una fracción interesante de la materia orgánica es conocer su biodegradabilidad. Por esta razón en la Tabla 4.9 se presenta el resumen de los resultados de la DQO biodegradable en conjunto con la DQO inicial al momento de comenzar a operar el reactor.

Tabla 4.7. Resumen de resultados de porcentajes de las fracciones de DQO para ambos casos.

Parámetros	Unidades	Sin BD promedio	Con BD promedio
DQO total	[mg/l]	100%	100%
DQO biomasa heterótrofa	[mg/l]	1,03%	1,23%
DQO rápidamente biodegradable	[mg/l]	33%	10,8%
DQO no biodegradable disuelta	[mg/l]	16%	37%
DQO lentamente biodegradable	[mg/l]	18%	19%
DQO no biodegradable particulada	[mg/l]	32%	32%

Tabla 4.8. Valores resultantes de los parámetros cinéticos calculados, caso con BD

Parámetros	Unidades	Sin BD promedio	Con BD promedio
Y_H	[mgDQO/ mgDQO]	0,62	0,59
$\mu_{H,max}$	[día ⁻¹]	5,62	4,31
μ_X	[día ⁻¹]	2,43	2,21
k_h	[mgDQO/mgDQO/día]	3,65	3,32

Tabla 4.9. Valores resultantes de la fracción biodegradable de la DQO, en valor absoluto y porcentaje de la DQO total.

Parámetros	Unidades	Sin BD promedio	Con BD promedio
DQO total inicial	[mg/l]	851	684
DQO biodegradable	[mg/l]	440	205
DQO biodegradable	[mg/l]	52%	30%

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

5.1 ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los ensayos realizados en laboratorio para ambos tipos de muestra consistieron en la medición manual de la Tasa de Consumo de Oxígeno producida en un reactor discontinuo. El trabajo base utiliza un sistema automatizado para esto, por lo que existen mediciones continuas desde el inicio hasta el final del ensayo durante más de 60 horas.

Como no se contó con sistema automatizado para hacer estas mediciones la precisión obtenida puede no ser tan alta como la que permite un sistema de este tipo; en particular en el período desde que terminaron las primeras 24 horas de funcionamiento hasta el instante en que se agregó nuevo sustrato disuelto y se reiniciaron las mediciones (pasadas las 48 horas de funcionamiento mínimo), durante el cual el reactor funcionó de forma aireada constantemente, no se realizaron mediciones, lo que se ve reflejado en los gráficos presentados en los anexos, haciendo una estimación del área bajo la curva con los datos existentes. Este dato es primordial para los resultados buscados. En el período mencionado se dejó el funcionamiento constante del reactor aireado para evitar problemas como pérdidas de biomasa o mala degradación de la DQO.

En algunos cálculos se requirió la utilización del parámetro estequiométrico Y_H , correspondiente al coeficiente de producción de la biomasa heterótrofa en X_S , y del parámetro cinético b_H , correspondiente al coeficiente de decaimiento para la biomasa heterótrofa. Estos parámetros tienen valores típicos teóricos de 0,666 [mgDQO/mgDQO] y 0,62 [día⁻¹] (Wentzel *et al.*, 1995; Henze *et al.*, 2000) respectivamente.

El valor de Y_H también se pudo determinar, pero los resultados obtenidos no son satisfactorios en este punto. En el caso del parámetro $\mu_{H,max}$ se utilizó siempre el valor calculado de los ensayos realizados (Wentzel *et al.*, 1995).

El trabajo con las muestras directas, vale decir sin tratamiento con Biodigestor antes de la entrada a la planta de tratamiento, entregó resultados gráficos similares a los obtenidos en el estudio base realizado por Wentzel *et al.* (1995) para aguas servidas domésticas, cuya metodología fue utilizada para este estudio. Esto se puede observar en cada uno de los tres gráficos obtenidos para OUR a través del tiempo para el ensayo completo (Figuras 4.3, 4.4 y 4.5).

Por su parte los análisis con muestras provenientes de plantas de tratamiento que poseen biodigestión anaeróbica entregaron resultados gráficos bastante particulares, pues presentaron un doble crecimiento exponencial de OUR en el tiempo, a diferencia del caso anterior en el cual el crecimiento exponencial en el gráfico fue único. Cabe recordar que la metodología y el procedimiento de cálculo de los parámetros fueron los mismos para los dos casos de tratamiento en estudio. En la figuras 4.6 a la 4.8 se presentan los gráficos de las primeras 24 horas de los ensayos para este caso.

En este análisis se detallan cada una de las fracciones de la DQO exceptuando la correspondiente a la biomasa autótrofa, pues como ya se ha explicado éste valor se asume nulo.

Comparativamente entre los casos con y sin biodigestión se puede observar que la biomasa heterótrofa resultó levemente menor cuando no hay digestión anaeróbica, mientras que ocurrió todo lo opuesto para la fracción rápidamente biodegradable, aunque con una variación es bastante más notoria, lo que produjo consecuentemente una variación en la DQO no biodegradable disuelta, que resultó prácticamente el doble en el caso con biodigestor que cuando no lo hay. El resto de las fracciones prácticamente se mantuvo constante.

5.1.1 % Recuperación DQO

En el caso de las muestras sin digestión anaeróbica antes de la entrada a la planta de tratamiento se obtuvieron como resultados los valores 92% para el primer ensayo, 95% para el segundo y 110% para el tercero. De estos, sólo uno resulta ser válido por encontrarse dentro del rango propuesto como aceptable por Wentzel *et al.* (1995). Bajo esta premisa sólo quedaría un ensayo válido, por lo cual se decidió ampliar el rango de valores aceptables hasta 90 – 110%, lo que asume la existencia de un error de 10% en las mediciones, debido a que si se eliminaran los datos no válidos quedaría sólo uno.

Para el caso con tratamiento con biodigestor el cálculo también se realizó para todos los ensayos resultando valores 111% para los dos primeros y 100% para el tercero. En estricto rigor siguiendo la metodología empleada se tiene que sólo el tercer ensayo tiene un resultado dentro del rango propuesto como aceptable por Wentzel *et al.* (1995), pero finalmente se prefirió considerar el total de datos por la misma razón que el caso anterior de tener un mayor número de muestras con errores existentes que sólo una muestra que no permitiera lograr una suficiente representatividad. Se tuvo un error máximo de 11% en estas mediciones, muy similar al obtenido en el caso anterior.

Una de las razones de la existencia de la variación en este parámetro puede radicar en el modo de medición de los niveles de oxígeno presentes en el reactor, ya que al hacerse manualmente se pudieron acarrear errores de procedimiento. Además influye el estado del sensor de oxígeno, pues por tratarse de muestras con contenido de sólidos el sensor se ensucia a lo largo del ensayo. Para disminuir la posibilidad de errores en la medición el sensor de oxígeno fue tratado con el cuidado necesario, calibrado y revisado antes de comenzar cada ensayo. Por otro lado, los valores están como máximo un 6% fuera del rango considerado válido por Wentzel *et al.* (1995), dando un error relativo máximo de 11%. Esto no necesariamente quita credibilidad al trabajo realizado, pero sí permite establecer la necesidad de un número mayor de mediciones en el estudio de futuras aplicaciones.

5.1.2 DQO biomasa heterótrofa

Para el caso sin tratamiento con biodigestor este parámetro fue determinado a partir de los gráficos entre $\ln(\text{OUR})$ vs tiempo, desde el inicio del ensayo hasta que se produce la caída abrupta de OUR, pasado el *peak* que alcanza, los que se presentan en las figuras 5.1, 5.2 y 5.3.

Los valores obtenidos para cada ensayo son 0,10%, 0,14% y 2,86% respectivamente, con un promedio de 1,03%. Hay una alta dispersión en el tercer ensayo, aunque en términos prácticos sólo representa que hay entre 0,1% y 3% aproximadamente de biomasa heterótrofa.

En los gráficos se presenta también la ecuación de la recta de la regresión y su factor de correlación.

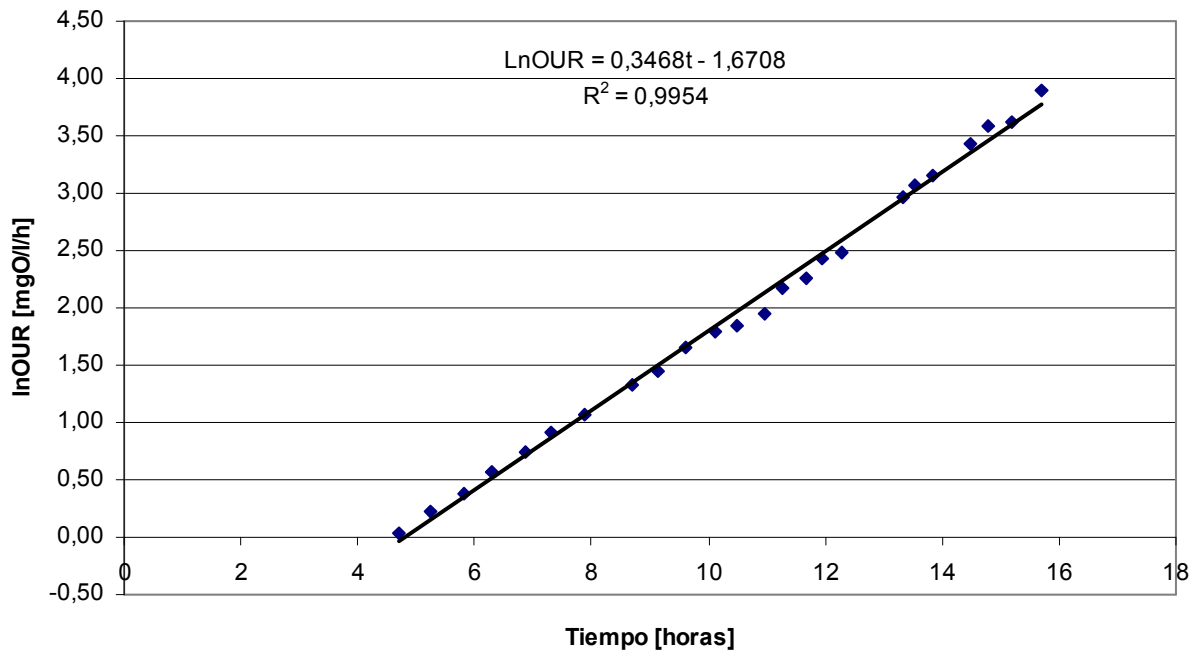


Figura 5.1. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo sin BD-1

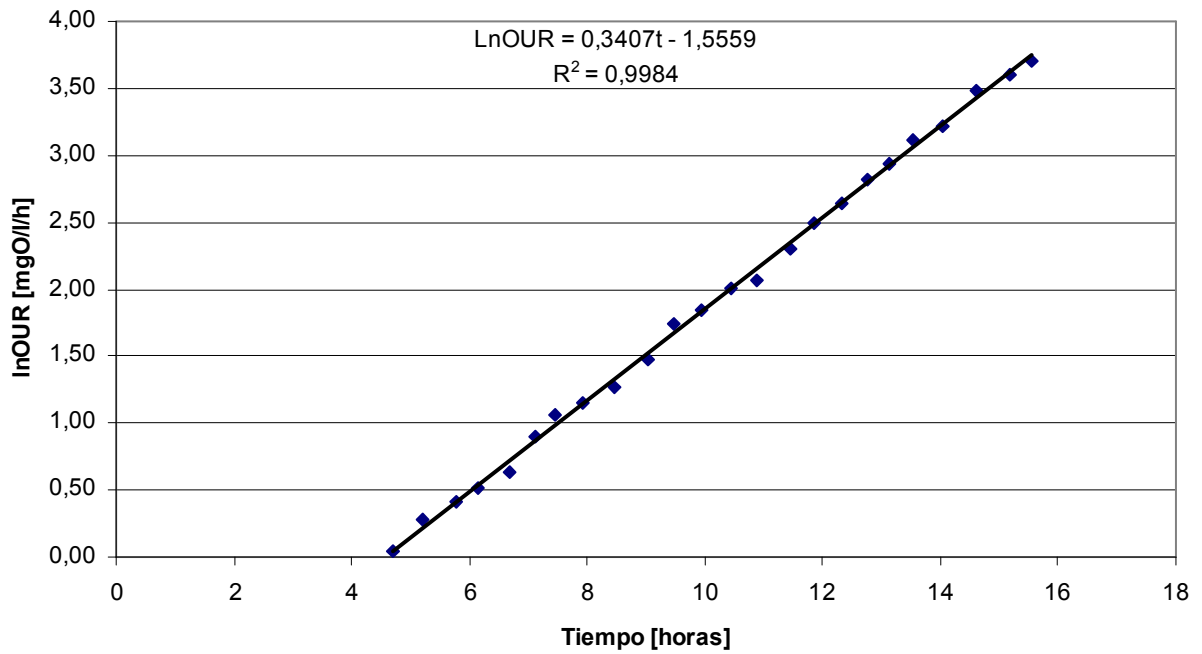


Figura 5.2. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo sin BD-2

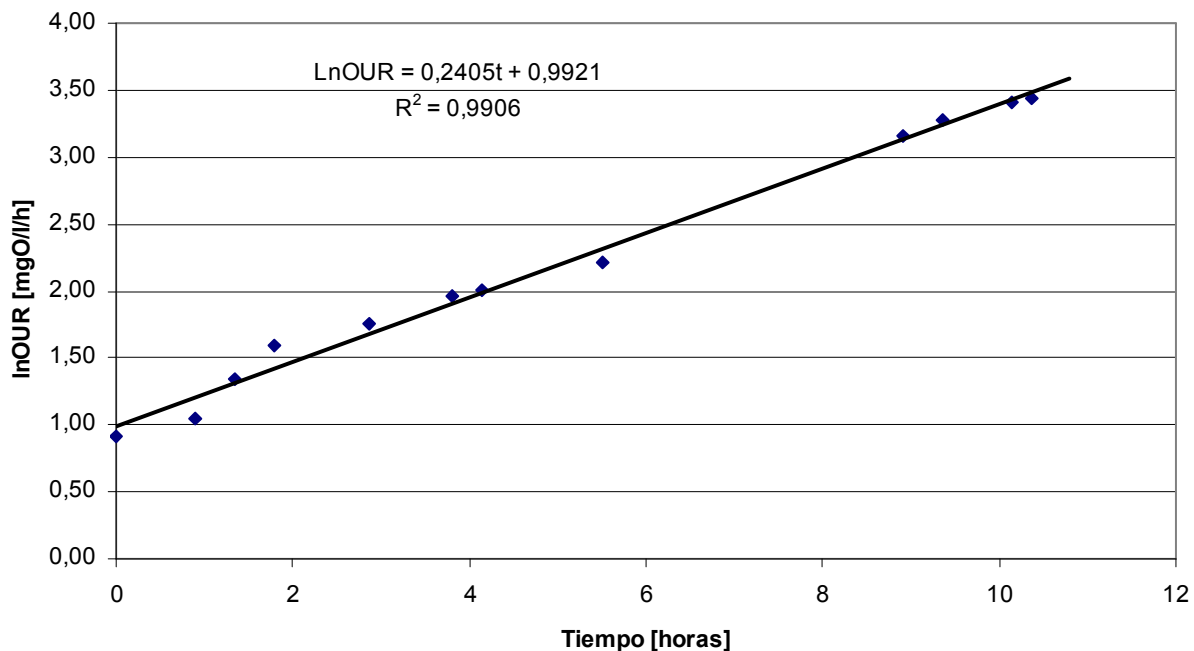


Figura 5.3. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo sin BD-3

Esto indica que la cantidad de biomasa que contiene el afluente al reactor aireado es muy baja, del orden de un 2%, lo que es natural dado que no se está trabajando con el licor mezclado de la planta de lodos activados, por lo que su influencia es poco significativa.

Por su parte, con la misma metodología se desarrolla el cálculo para el caso con digestión anaeróbica, llegando a los valores porcentuales del total de DQO siguientes: 0,18% para el primer ensayo, 1,31% para el segundo y 2,20% para el tercero, resultando un promedio de 1,23% con la utilización de Y_H teórico. Los gráficos utilizados para estos cálculos se presentan en las figuras 5.4 a la 5.6.

De los resultados obtenidos se puede observar que la cantidad de biomasa que contiene el afluente al reactor aireado es muy baja (alrededor del 2%) tanto en el caso en que hay tratamiento previo mediante digestión anaeróbica como en el caso en que no lo hay, lo que indica que este parámetro depende básicamente de la producción del purín más que de la aplicación de tratamiento mediante digestión, sin embargo puede observarse el leve aumento de la biomasa heterótrofa en el caso con biodigestor con respecto a cuando no lo hay, lo que puede explicarse por la eliminación de carbono que produce el biodigestor por lo que eventualmente podría pasar algo de biomasa de éste al sistema. De todos modos las cantidades son muy pequeñas por lo que su influencia es bajísima. Este resultado se encuentra dentro de lo esperado.

En detalle se puede observar que hay una alta variación en los resultados, lo que se puede explicar por la alta variabilidad que presentan los purines afluentes a la planta.

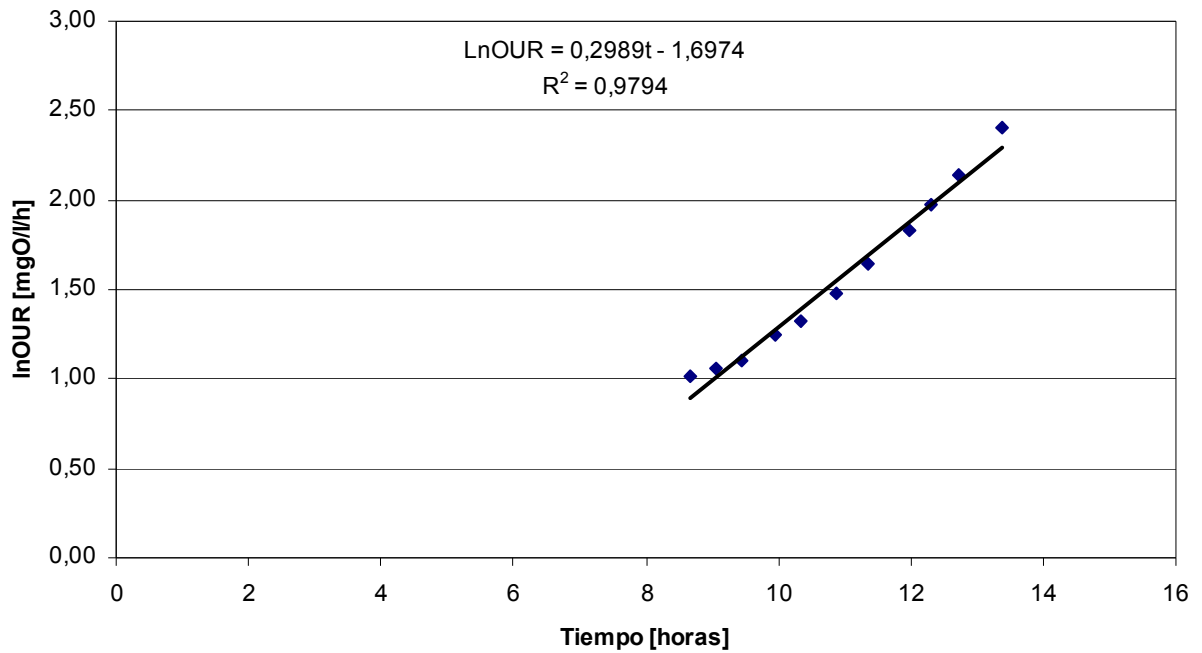


Figura 5.4. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo con BD-1

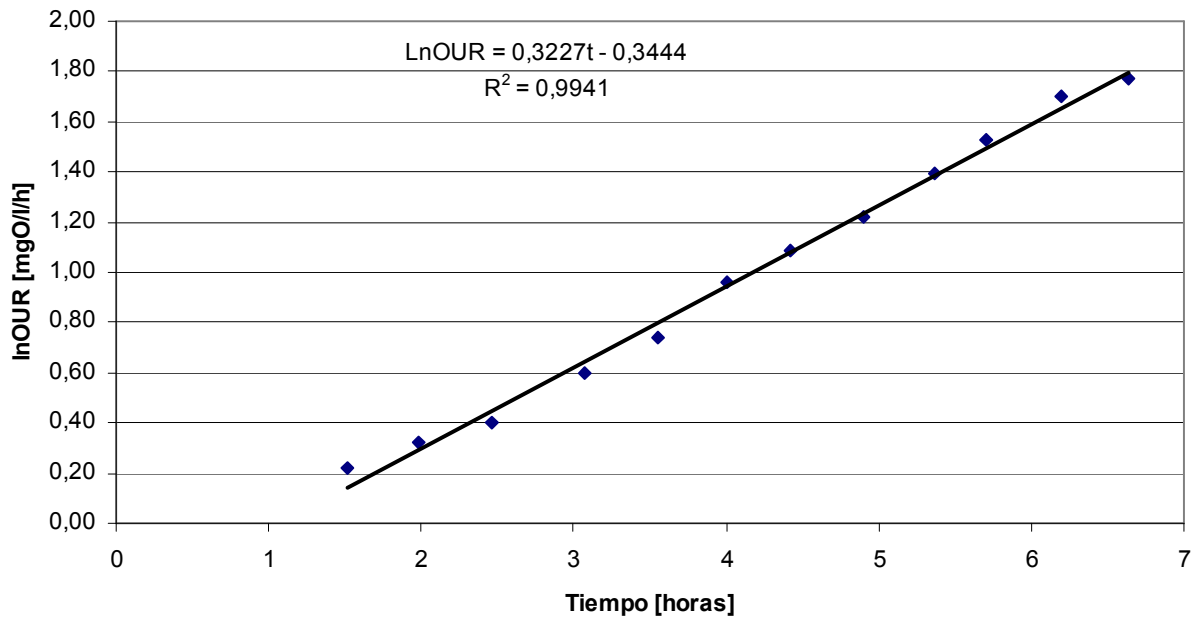


Figura 5.5. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo con BD-2

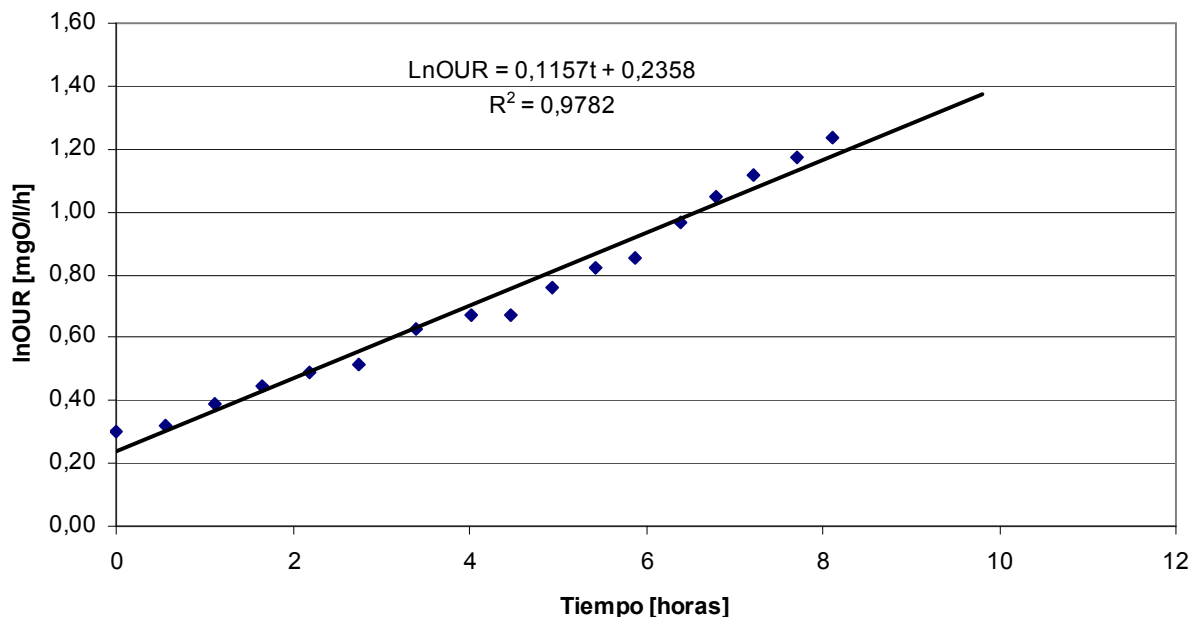


Figura 5.6. Ln de la tasa de consumo de oxígeno versus el tiempo desde el inicio del crecimiento hasta el *peak* anterior a la caída de OUR. Ensayo con BD-3.

5.1.3 DQO rápidamente biodegradable

Para la realización de este cálculo se considera la utilización del parámetro b_H , cuyo valor se asume como el aparecido en la literatura de 0,62/día.

En el caso sin tratamiento con biodigestor se tienen los valores resultantes son 28%, 25 % y 46% respectivamente, cuyo promedio es 33%.

Por su parte para el caso en que existe un biodigestor el porcentaje de DQO rápidamente biodegradable resultante que posee el afluente es de 11% para el primer ensayo, 11% para el segundo y 10% para el tercero, con un promedio de 10,8%.

Se puede observar que los valores resultantes cuando hay tratamiento previo a la entrada a la planta de lodos activados son notoriamente menores al caso en que no lo hay, lo que resulta coherente al momento de analizar el efecto de la digestión anaerobia, que degrada más rápidamente el material más fácilmente biodegradable.

Estos resultados resultan lógicos al pensar en el origen de los purines de cerdo: son las excretas de los animales cuyo alimento se basa en el maíz, que contienen una cantidad importante de fibra poco digerible por los animales, disminuyendo el porcentaje fácilmente biodegradable presente en los residuos.

5.1.4 DQO no biodegradable disuelta

Esta fracción se determinó extrayendo una muestra de 1 litro del reactor con más de dos días de funcionamiento, floculándolo con sulfato de aluminio, dejado decantar y posteriormente filtrado. A este líquido remanente se midió la DQO, siendo ese valor el de la fracción no biodegradable disuelta. Los filtros utilizados tienen una porosidad de 0,45 μm (Wentzel *et al.*,

1995). En todos los casos el tiempo mínimo de funcionamiento del reactor fue mayor a los dos días, lo que no debería influir en los resultados (Wentzel *et al.*, 1999), pues teóricamente es tiempo suficiente para producir el consumo de toda la fracción biodegradable de la DQO.

Cuando los purines no pasan por un biodigestor los porcentajes resultantes para cada ensayo son 8%, 34 % y 5 %, llegando a un promedio de 16%. El valor que se puede cuestionar es el de la segunda muestra que es notoriamente mayor que los de los otros ensayos; sin embargo como ya se ha explicado se ha preferido no sacar ningún dato de las muestras.

Por otro lado cuando hay digestión anaeróbica esta fracción de la DQO representa en promedio un 37% de la DQO total, teniendo para cada ensayo un valor resultante de 32%, 42% y 36% para el primer, segundo y tercer ensayo respectivamente.

El aumento en el porcentaje de esta fracción con respecto al caso sin biodigestor se debe a que dada la disminución en la materia orgánica disponible para degradación rápida debe aumentar la cantidad no biodegradable, considerando que el porcentaje de materia orgánica disuelta del afluente al reactor se conserva entre 80 y 90% en ambos casos. También se puede deber a la presencia de compuestos químicos recalcitrantes (poco biodegradables) que en ambiente anaerobio pueden llegar hasta un 100% de biodegradabilidad, lo que disminuye la cantidad de material biodegradable quedando una mayor cantidad del que es no biodegradable.

5.1.5 DQO no biodegradable particulada y DQO lentamente biodegradable

DQO lentamente biodegradable

Para el cálculo de la DQO lentamente biodegradable es necesario conocer la DQO asociada a la biomasa heterótrofa del afluente al reactor y la remanente luego de mínimo 2 días de funcionamiento, las cuales se obtuvieron con el mismo procedimiento para el líquido existente en el reactor en el momento requerido, además del parámetro Y_H .

En el caso en que no hay un tratamiento previo con biodigestor para los purines se tiene que los porcentajes resultantes para cada uno de los tres ensayos son 13%, 32% y 9% respectivamente, lo que da un promedio de 18%.

Para cuando existe digestión anaeróbica se llega a que los porcentajes obtenidos de DQO lentamente biodegradable son 22% para el primer ensayo, 26% el segundo y 10% en el tercero, lo que da un promedio de 19%.

En este caso se puede observar que haya o no tratamiento mediante digestión anaeróbica los porcentajes de esta fracción con respecto a la DQO total prácticamente se conservan, pues en los resultados entregados presenta una variación apenas cercana al 1% en su valor promedio, por lo que se puede decir que esta fracción no depende necesariamente de la existencia de un tratamiento con un biodigestor. Si se miran los valores en detalle se puede observar una variabilidad mayor en el caso sin biodigestor.

DQO no biodegradable particulada

Esta fracción no se obtiene mediante un balance de DQO. Cuando no hay biodigestor se llega a los porcentajes resultantes siguientes: 51% para el primer ensayo, 8% para el segundo y 37% para el tercero, dando un promedio de 32%.

Con la existencia del biodigestor y se obtienen los valores porcentuales para cada ensayo de 35%, 19% y 42%, lo que promedia un 32%.

Se puede observar una alta variabilidad en los valores resultantes, lo que puede deberse tanto al porcentaje de DQO biodegradable total que posea la muestra afluente como a la cantidad de sólidos que posea, que puede depender de las condiciones de manejo de la planta de tratamiento antes de la entrada al sistema biológico y del afluente a ésta.

Por otro lado, los porcentajes promedios obtenidos comparativamente entre los casos sin y con biodigestor son muy similares, por lo que se puede asumir que esta fracción no depende tanto de la presencia de un biodigestor anaeróbico como de las características que posean los purines de cerdo al momento de ser sometidos a tratamiento. La variabilidad de dichas características dependen de varios factores, por lo que para obtener una representatividad mejor de todo el proceso habría que hacer análisis de descargas de los purines a los sistemas de tratamiento, lo que escapa al alcance de este trabajo.

5.1.6 Otros parámetros

El parámetro Y_H se calcula con la ecuación (20) y las consideraciones mencionadas en el capítulo anterior. Los resultados para ambos casos de análisis son bastante similares al valor teórico de este parámetro en su promedio (0,62 y 0,59 sin y con BD versus 0,666 de la bibliografía, en [mgDQO/mgDQO]), pero los valores resultantes en detalle tienen una alta variabilidad, la que se puede deber a las diferencias en las características que presentan los purines que también son altamente variables. Además hay valores resultantes que son poco razonables, por lo que sus resultados no son satisfactorios y no son utilizados en los cálculos de los resultados finales de este trabajo.

El parámetro cinético $\mu_{H,max}$ es calculado en cada caso, resultando valores que se encuentran dentro del rango esperado para el caso de aguas servidas domésticas y en algunos casos muy similares a su valor típico de 6,0 [día⁻¹] a 20°C. En el caso sin biodigestor se obtienen los valores 6,97 [día⁻¹] para el primer ensayo, 4,92 [día⁻¹] para el segundo y 4,96 [día⁻¹] para el tercero, promediando 5,62 [día⁻¹]. En este caso el ensayo número 1 es el que entrega el resultado más disímil. Si se elimina este valor el promedio obtenido es 4,94 [día⁻¹], lo que no representa una diferencia muy significativa. Sigue estando muy cercano al valor típico teórico.

Cuando se tiene tratamiento con BD los valores obtenidos son 5,35, 5,92 y 1,65 [día⁻¹] respectivamente, con un valor promedio de 4,31 [día⁻¹]. El valor que presenta una mayor variabilidad en este caso es el obtenido del ensayo 3. Si se procede a su eliminación el promedio resultante llega a 5,63 [día⁻¹].

Los valores obtenidos pueden considerarse adecuados por sus magnitudes, lo que de paso permitiría corroborar las regresiones lineales utilizadas en todos los cálculos puesto que éstas son utilizadas en más de una ecuación para éstos cálculos.

La tasa máxima específica de hidrólisis, k_h , se calculó con la ecuación (24) a partir del parámetro μ_X el cual es calculado para cada ensayo. El valor de éste no depende en gran medida del valor de Y_H , como se puede observar en los anexos, a diferencia de k_h .

El caso sin biodigestor arroja los siguientes resultados para μ_X : 1,97 [día⁻¹], 3,88 [día⁻¹] y 1,43 [día⁻¹] para cada ensayo, promediando 2,43 [día⁻¹].

Con esto se obtienen los valores siguientes para k_h : 2,96; 5,82 y 2,15, lo que da un promedio de 3,65. Sus unidades son [mgDQO/mgDQO/día].

En el caso con biodigestor se tiene que el cálculo de μ_x da como resultado 2,44; 2,45 y 1,75 [día⁻¹] para cada ensayo respectivamente, lo que promedia 2,21 [día⁻¹]. Claramente el resultado obtenido del ensayo 3 es el que presenta una mayor variabilidad.

Con esto se obtienen los valores siguientes para k_h : 3,67; 3,67 y 2,62 [mgDQO/mgDQO/día], lo que da un promedio de 3,84 [mgDQO/mgDQO/día].

El valor típico de k_h es de 3,0 [mgDQO/mgDQO/día] a 20°C, teniendo un rango de valores encontrados de entre 1 y 3 [mgDQO/mgDQO/día], tal como aparece en la literatura sobre los estudios realizados sobre aguas servidas domésticas.

Se puede observar que los resultados para este parámetro, obtenidos en ambos casos de estudio, están por sobre el valor típico y fuera del rango, pero manteniéndose con valores similares. Si bien se requieren más ensayos para poder validarlos se puede decir preliminarmente que la máxima velocidad de hidrólisis es levemente mayor cuando se trabaja con purines de cerdo que en el caso de aguas servidas domésticas, aunque este resultado es necesario validarlo.

5.1.7 Representatividad de los resultados

El desarrollo del trabajo sólo tiene real sentido si es una buena representación del sistema de tratamiento del cual fueron extraídas las muestras. La relación entre la DQO biodegradable y la DQO total se puede observar en las Tablas 5.2 y 5.3, para el afluente y efluente de ambos casos de tratamiento.

A partir de datos de mediciones en las plantas se ha llegado a que la relación entre DBO₅ y DQO para el efluente del tratamiento en cada caso es de 0,33 para el caso sin digestión anaeróbica y 0,09 en el caso con biodigestor. Se puede ver que los valores obtenidos de los ensayos en laboratorio son levemente mayores, en parte explicable porque la DBO no representa el total del material biodegradable, como si lo hace la DQO biodegradable. Fuera de eso, los valores tienen un error relativo aproximado de 10 a 15 %, lo que puede establecer que el trabajo realizado se puede adaptar a la realidad.

Tabla 5.1. Relación DQO biodegradable / DQO total, caso sin biodigestor

DQO biodeg / DQO total	Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
Afluente	0,42	0,57	0,56	0,52
Efluente	0,59	-	0,33	0,46

Tabla 5.2. Relación DQO biodegradable / DQO total, caso con biodigestor

DQO biodeg / DQO total	Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
Afluente	0,33	0,37	0,20	0,30
Efluente	0,17	0,19	0,22	0,19

5.2 COMENTARIOS

Los resultados obtenidos para el estudio del tratamiento de purines de cerdo son tales que pueden ser bien interpretados tanto para los casos en que hay tratamiento con biodigestor como cuando no lo hay.

En particular, los resultados gráficos de OUR versus tiempo del caso sin biodigestor presentan un comportamiento muy similar al observado en el estudio del cual se basa este trabajo. La interpretación de los resultados tiene coherencia al observar una fase estacionaria en la cual no actúa la biomasa, la que se plasma en la fase de crecimiento exponencial resultante. La caída brusca del OUR indica que la actividad de la biomasa heterótrofa cesa su crecimiento, lo cual permite realizar una estimación de ésta utilizando regresiones lineales y ecuaciones matemáticas.

Similares observaciones pueden hacerse en el caso cuando existe biodigestor, con la diferencia de que el gráfico OUR versus tiempo presenta otro comportamiento además del crecimiento exponencial, lo que puede explicarse por la presencia de material rápidamente biodegradable además de los compuestos con que se produce el crecimiento normal de la biomasa, actuando sobre éstos en diferentes instantes. De igual modo es posible obtener la estimación de la biomasa heterótrofa con regresiones lineales y ecuaciones, dado que la fase de crecimiento exponencial es suficientemente clara en cada uno de los gráficos.

Dado que la biomasa autótrofa es una pequeña parte de la heterótrofa no hay mucho error en considerarla nula en el afluente al sistema de lodos activados. Para un trabajo más acabado puede analizarse la presencia de esta biomasa mediante el análisis del amonio, o mediante las ecuaciones presentadas en el capítulo 2, las que requieren el cálculo de otros parámetros cinéticos.

El porcentaje de recuperación de DQO indica que en el balance de oxígeno del sistema se tienen errores de medición que llegan como máximo al 11% para los casos estudiados. Esto puede deberse principalmente a que algunas muestras no se realizaron mediante mediciones por duplicado por un tema principalmente de tiempo, y a la ausencia de un sistema automatizado de medición de OUR en el tiempo, lo que obliga a una persona a estar durante 24 horas seguidas haciendo estas mediciones manualmente en promedio cada 30 minutos.

A partir de la relación DBO_5/DQO calculada con los datos que se cuenta de las plantas de tratamiento se llega a que la materia orgánica se puede calificar como levemente biodegradable (Metcalf & Eddy, 1995). Con el cálculo del porcentaje de material biodegradable total para cada muestra y los resultados obtenidos se refrenda esta apreciación, considerando que el caso con tratamiento previo con biodigestor posee una relación menor al caso sin biodigestor siendo menos biodegradable, tal y como se puede observar de los cálculos de la materia biodegradable total.

El estudio es perfectamente replicable, pero para obtener resultados más representativos es ideal realizar una mayor cantidad de muestras que sean representativas de las características variables que poseen los purines a lo largo de un período de producción de cerdos, lo que implica un estudio de descargas de los planteles a los sistemas de tratamiento, además de la implementación de un sistema automatizado para la medición de OUR, que permita graficar a lo largo de todo el período de funcionamiento del reactor.

Para este estudio se decidió hacer tres muestras para cada caso (sin y con tratamiento previo con un biodigestor anaeróbico caliente) con el fin de obtener una cantidad mínima de datos para obtener resultados relativamente representativos. Por un tema de tiempo no se pudo realizar una cantidad mayor de ensayos.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

6.1 CONCLUSIONES

- 1.- Los resultados obtenidos de los ensayos son bastante coherentes con respecto a los procesos utilizados tanto en el tratamiento de los purines como en el ensayo experimental. La cantidad de biomasa es muy baja pues no se trabaja con el licor mezclado del sistema de lodos activados sino que con el afluente a éste. Considerando entre 1 y 2% de la DQO total se puede ingresar este parámetro de entrada a los modelos de tratamiento de aguas residuales que lo requieran. Si a esto se añade que la biomasa autótrofa es sólo una pequeña parte de la heterótrofa puede perfectamente considerarse nula y que el total de la biomasa existente corresponde a organismos heterótrofos..
- 2.- La fracción rápidamente biodegradable de la DQO depende de la existencia del biodigestor, ya que la digestión anaeróbica degrada rápidamente la materia fácilmente oxidable, por lo que a la salida del biodigestor es normal que ésta fracción disminuya en comparación al purín crudo. Se puede considerar aproximadamente un 10% de DQO rápidamente biodegradable para el caso en que hay biodigestor, mientras que cuando el purín entra crudo a la planta se puede considerar valores de aproximadamente un tercio de la DQO total (33%).
- 3.- La fracción no biodegradable disuelta se puede considerar aproximadamente como un 15% de la DQO total para el caso cuando no hay tratamiento con BD, mientras que cuando si lo hay el resultado obtenido fue de alrededor de un tercio de la DQO total, con un porcentaje cercano al 35%.
- 4.- Tanto la DQO lentamente biodegradable como la no biodegradable particulada se conservan prácticamente inalterables para ambos casos de tratamiento, con lo que se puede inferir que estos valores no dependen necesariamente de la existencia de un tratamiento con digestión anaeróbica. Estas fracciones alcanzan porcentajes de entre 18 y 20% para la DQO lentamente biodegradable, o más generalmente un quinto de la DQO total, y de aproximadamente 32% para la DQO no biodegradable particulada, o bien un tercio de la DQO total.
- 5.- El parámetro estequiométrico Y_H tiene valores muy similares a los reportados en la literatura, obteniéndose un 0,62 y 0,59 [mgDQO/mgDQO] para el caso sin y con biodigestor respectivamente, contra un teórico de 0,666 [mgDQO/mgDQO]. Sin embargo por la alta variabilidad de los valores resultantes en cada ensayo no se considera que sea un resultado confiable, razón por la cual los cálculos que requieren este parámetro se hicieron utilizando el valor teórico.

Por su parte el parámetro cinético $\mu_{H,max}$ tiene resultados bastante similares a los teóricos, pero éste valor es exclusivo para cada tipo de biomasa, y claramente la biomasa de las aguas residuales domésticas de la cual se extrae el valor teórico es diferente a la presente en los purines de cerdo, por muy pequeña que sea esta fracción. Los resultados son aproximadamente 5,6 [día⁻¹] cuando no hay biodigestor y 4,3 [día⁻¹] cuando si lo hay.

Lo mismo ocurre con el parámetro k_h que también se encuentra levemente fuera del rango que aparece en la literatura para el valor a los 20°C, pero por tratarse también de un parámetro cinético éste dependerá de la biomasa del sistema analizado. Los valores

aproximados obtenidos para ambos casos de estudio son cercanos a 3,5 [mgDQO/mgDQO/día].

Los valores de los parámetros cinéticos obtenidos fueron los utilizados para los cálculos del fraccionamiento de la DQO.

- 6.- Los resultados obtenidos mediante la medición manual de OUR permiten decir que sin sistemas automatizados pueden ser perfectamente válidos, teniendo en cuenta los posibles errores asociados a la medición manual de parámetros y al tiempo de vigilia requerido.
- 7.- Cabe destacar que no se encontró información sobre experiencias de este tipo en la literatura, por lo que los datos obtenidos en este estudio se pueden considerar como un aporte para el tratamiento de los purines de cerdo mediante procesos biológicos como los lodos activados obteniéndose datos característicos del residuo.

6.2 RECOMENDACIONES

Para obtener resultados más representativos es necesario realizar un estudio acabado de la producción de purines de cerdo, incluyendo el tipo de alimentación, las características fisiológicas de los cerdos y las descargas de los planteles hacia las plantas de tratamiento, durante al menos un período de producción de cerdos que alcanza cerca de 180 días.

La implementación de un sistema automatizado sería de gran utilidad para obtener mejores resultados, principalmente por permitir la realización de una mayor cantidad de ensayos.

Para una validación estadística de los resultados es recomendable realizar mediciones de DQO y sólidos como mínimo en triplicado. Poder realizar un ensayo para una misma muestra en duplicado también es recomendable en los casos en que sea posible.

La verificación periódica del funcionamiento del electrodo sensor de oxígeno, es importante a fin de minimizar los errores en la medición de OUR.

Se recomienda realizar este tipo de pruebas a una temperatura estandarizada cercana los 20°C. Un sitio con aire acondicionado es de muchísima ayuda en este ítem.

Una forma de validación de los resultados obtenidos del fraccionamiento de la DQO obtenidos en este estudio sería mediante su ingreso a alguno de los modelos matemáticos propuestos por la IAWQ para sistemas de tratamiento de lodos activados, a fin de analizar el comportamiento de la simulación en comparación con los datos reales.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Antón D., Díaz C.: *Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*. Capítulo 22, p. 240 – 255. Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua (RIPDA-CYTED) y Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México (CIRA-UAEM), México, 2003.
- Arenas J.: *Simulación del tren de tratamiento de agua residual, anaerobio-aerobio de la empresa Empacadora San Marcos S.A. de C.V., mediante la utilización de modelos matemáticos resueltos en software*. Departamento de Ingeniería Química y Alimentos, Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas, Puebla, México, 2005.
- Belmonte M., Rodríguez D.C., Hsieh Ch., Pozo G., Vidal G.: *Estudios preliminares de trazabilidad a un purín de cerdo*. XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Santiago, Chile, 2008.
- Campos Pozuelo, Antonia E.: *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida, Lleida, España, 2001.
- Castillo G.: *Apuntes de cátedra curso CI511 - Calidad de Aguas, parte microbiología*. Universidad de Chile, Santiago, Chile, 2006.
- Dold P.L., Ekama G.A. and Marais GvR.: *A general model for the activated sludge process*. Prog. Water Technol. 12[6] 47-77, 1980.
- Dold P. L. and Marais G. v. R.: *Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group*. Wat. Sci. Technol., 18[6], 63 – 89, 1986.
- Ekama G. A., Dold P. L. and Marais G. v. R.: *Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems*. Wat. Sci. Technol., 18[6], 91 – 114, 1986.
- Escalas Cañellas, Antoni (Universidad Autónoma de San Luis de Potosí, México): *Modelación matemática de procesos biológicos de tratamiento*. Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en sistemas acuáticos. Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 2006.
- Floto T., Sebastián: *Uso de un modelo físico a escala de laboratorio para el diseño de sistemas de lodos activados*. Trabajo de Titulación, Universidad de Santiago de Chile, 2005.
- Henze M., Gujer W., Mino T. y van Loosdrecht M.: *Activated Sludge Models ASM1, ASM, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report N°9. IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment. ISBN 1 900222 24 8. Londres, Inglaterra 2000.
- Horváth, I.: *Modelling in the technology of wastewater treatment*. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary 1984.
- Jeppsson Ulf: *A general description of the IAWQ Activated Sludge Model N°1*. IEA, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1997.

- Martínez S., Rodríguez M.: *Tratamiento de aguas residuales con Matlab*. Reverté, ISBN 968670857X, 9789686708578; 2005.
- Mena M. P.: Apuntes de cátedra curso *CI51M - Procesos unitarios de tratamiento de aguas residuales*. Universidad de Chile, Santiago, Chile, 2007.
- Metcalf & Eddy: *Ingeniería de Aguas Residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. Mc.Graw-Hill, ISBN 84 481 1607 0, España, 1995.
- Molina J., Jácome A., Justo E., Suárez J., Cagiao J., Rodríguez J., González C.: *Evaluación de la trazabilidad biológica de las aguas residuales urbanas de Coruña y municipios limítrofes*. Ingeniería del Agua, Volumen 10, N°4, diciembre 2003.
- Park J., Wang J., Novotny G.: *Wastewater Characterization for Evaluation of Biological Phosphorus Removal*. Research Report 174, Department of Natural Resources, Wisconsin, EEUU, 1997.
- Petersen B.: *Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models*. PhD Tesis, Facultad de Agricultura y Ciencias Biológicas Aplicadas, Universidad de Gent, Bélgica, 2000.
- Ramón J.A., Gualdrón L.D.: *Determinación de la estequiometría y cinética de reacción del proceso de degradación aerobia y anaerobia en el tratamiento biológico del agua residual en reactores continuos y discontinuos*. XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Santiago, Chile, 2008.
- Randall EW., Wilkinson A. and Ekama GA.: *An instrument for the direct determination of oxygen utilization rate*. Water SA 17[1] 11-18, 1991.
- Rodríguez D., Muñoz R., Cornejo J. y Espinoza C.: Apuntes de cátedra del curso *CI41B - Ingeniería ambiental*. Universidad de Chile, Santiago, Chile, 2004.
- Standard Methods: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21st edition)*. American Public Health Association, NW, Washington DC, EEUU, 2005.
- Servín C.A., Mantilla G.: *Reutilización de aguas residuales: nuevo paradigma de sustentabilidad*. XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Santiago, Chile, 2008.
- Viessman W., Hammer M.: *Water supply and pollution control*. Fourth edition, Harper & Row, Publishers Inc. 1985.
- Wentzel M., Ekama G., y Marais G.: *Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems*. Water Sci. Technol. 25 [6], 59 – 82, 1992.
- Wentzel M., Mbewe A., Lakay M. y Ekama G.: *Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal wastewaters*. Water SA 21 [2], 117 – 124, 1995.
- Wentzel M., Mbewe A., Lakay M. y Ekama G.: *Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters*. Water SA 25 N°3, 327-336, 1999.

GLOSARIO

$\mu_{A,\max}$:	Tasa de crecimiento específico máximo para biomasa autótrofa
$\mu_{H,\max}$:	Tasa de crecimiento máximo para biomasa heterótrofa
μ_X	:	Tasa de crecimiento máximo para biomasa heterótrofa en sustrato lentamente biodegradable.
b_A	:	Coefficiente de decaimiento para biomasa autótrofa
b_H	:	Coefficiente de decaimiento para biomasa heterótrofa
DBO_5	:	Demanda Bioquímica de Oxígeno, medida a los 5 días.
DQO	:	Demanda Química de Oxígeno
$IAWQ$:	International Association on Water Quality. Asociación Internacional de Calidad del Agua.
k_a	:	Tasa de amonificación
k_h	:	Coefficiente de máxima hidrólisis
K_{NH}	:	Constante de saturación media de amonio para bacteria nitrificante
K_S	:	Coefficiente de saturación media para biomasa heterótrofa
K_X	:	Coefficiente de saturación media para hidrólisis de sustrato lentamente biodegradable
OD	:	Concentración de Oxígeno Disuelto
OUR	:	Oxygen Utilisation Rate, Tasa de Consumo de Oxígeno.
S_I	:	Concentración de DQO particulada disuelta en agua residual
S_{ND}	:	Concentración de N orgánico biodegradable disuelto en agua residual
S_{NH}	:	Concentración de nitrógeno amoniacal disuelto en agua residual
S_{NI}	:	Concentración de N orgánico disuelto en agua residual
S_{NO}	:	Concentración de nitrógeno nitrato disuelto en agua residual
S_S	:	Concentración de DQO rápidamente biodegradable
UCT	:	University of Cape Town. Universidad de Ciudad del Cabo.

- $X_{B,H}$: Concentración de biomasa heterótrofa medida en términos de DQO
- $X_{B,A}$: Concentración de biomasa autótrofa medida en términos de DQO
- X_I : Concentración de materia orgánica inerte suspendida en agua residual
- X_{ND} : Concentración de N orgánico lentamente biodegradable en agua residual
- X_S : Concentración de materia orgánica lentamente biodegradable en agua residual
- Y_H : Coeficiente de producción para biomasa heterótrofa
- η_g : Factor de corrección para μ_H bajo condiciones anóxicas
- η_h : Factor de corrección para la hidrólisis bajo condiciones anóxicas

ANEXOS

A1. DETALLE DE MEDICIONES

A1.1 Purines sin tratamiento previo mediante Biodigestor

En las tablas siguientes se presentan los parámetros medidos a la muestra de purines a lo largo del funcionamiento del reactor. La columna de *Muestra* representa el instante en el cual se extrae la muestra para las mediciones en términos del comportamiento de OUR a través del tiempo.

A continuación se presentan los datos para los trabajos de la muestra sin tratamiento con biodigestor.

Tabla A1.1. Datos medidos ensayo sin biodigestor 1 – Sin BD-1

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	25896	-	-	-	-	-
Afluente reactor	0	1024	915	7,28	110	60	6,45E+05
Durante crecimiento	-	-	-	7,01	-	-	-
<i>peak</i>	18	-	-	7,5	-	-	2,66E+08
Efluente 24 hrs	24	717	175	7,67	315	260	2,65E+07
Efluente 48 hrs	48	-	78	7,91	-	-	3,60E+07

Tabla A1.2. Datos medidos ensayo sin biodigestor 2 – Sin BD-2

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	25728	22632	-	110	20	-
Afluente reactor	0	823	739	7,15	70	-80	3,54E+06
Durante crecimiento	7,45	804	716	7,26	140	-40	1,75E+06
<i>peak</i>	15,55	833	702	7,57	240	-30	2,87E+07
Efluente 24 hrs	24	568	325	7,43	270	80	2,91E+07
Efluente 48 hrs	48	452	282	-	100	-40	-

Tabla A1.3. Datos medidos ensayo sin biodigestor 3 – Sin BD-3

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	18800	-	-	2400	130	-
Afluente reactor	0	705	688	6,98	90	130	2,55E+06
Durante crecimiento	4,15	781	831	7,34	10	140	5,80E+07
<i>peak</i>	10,8	590	396	7,76	200	240	1,76E+08
Efluente 24 hrs	24	1204	840	7,01	440	510	5,05E+07
Efluente 48 hrs	48	-	37	6,92	0	0	3,50E+07

Los gráficos de los ensayos completos de OUR versus tiempo se presentan a continuación. En los puntos donde se ve el primer crecimiento representa el comportamiento durante las primeras 24 horas de funcionamiento del reactor, que es cuando se utiliza el crecimiento exponencial de OUR para medir la biomasa heterótrofa del afluente al reactor.

El segundo crecimiento muestra el procedimiento análogo al anterior que se realiza luego de extraer 1 litro del reactor para añadir el mismo volumen de sustrato disuelto.

En los gráficos se puede observar que no hay mediciones en los puntos intermedios de estos dos ensayos, período en el cual el funcionamiento del reactor fue con ingreso constante de aire manteniéndose completamente mezclado.

Estas observaciones son válidas para todos los ensayos realizados, para ambos tipos de muestras.

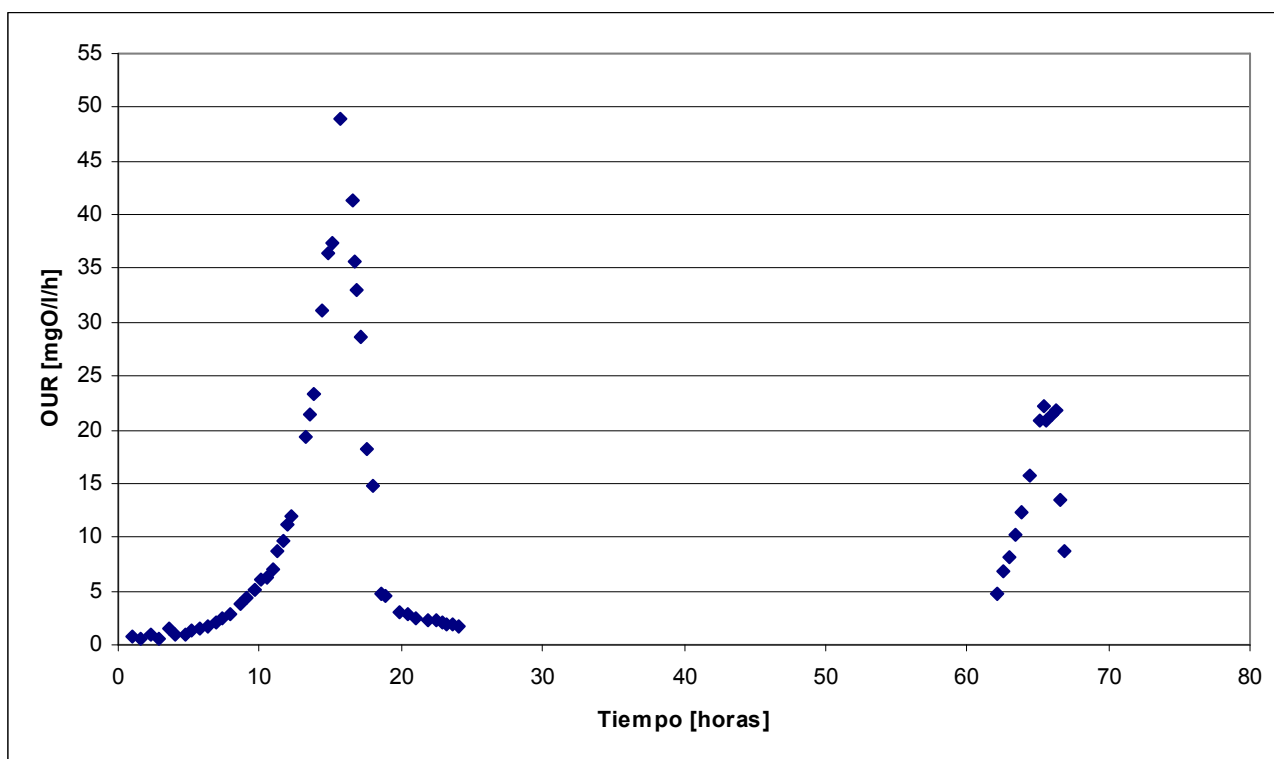


Figura A1.1. Gráfico ensayo completo sin biodigestor 1 – Sin BD-1

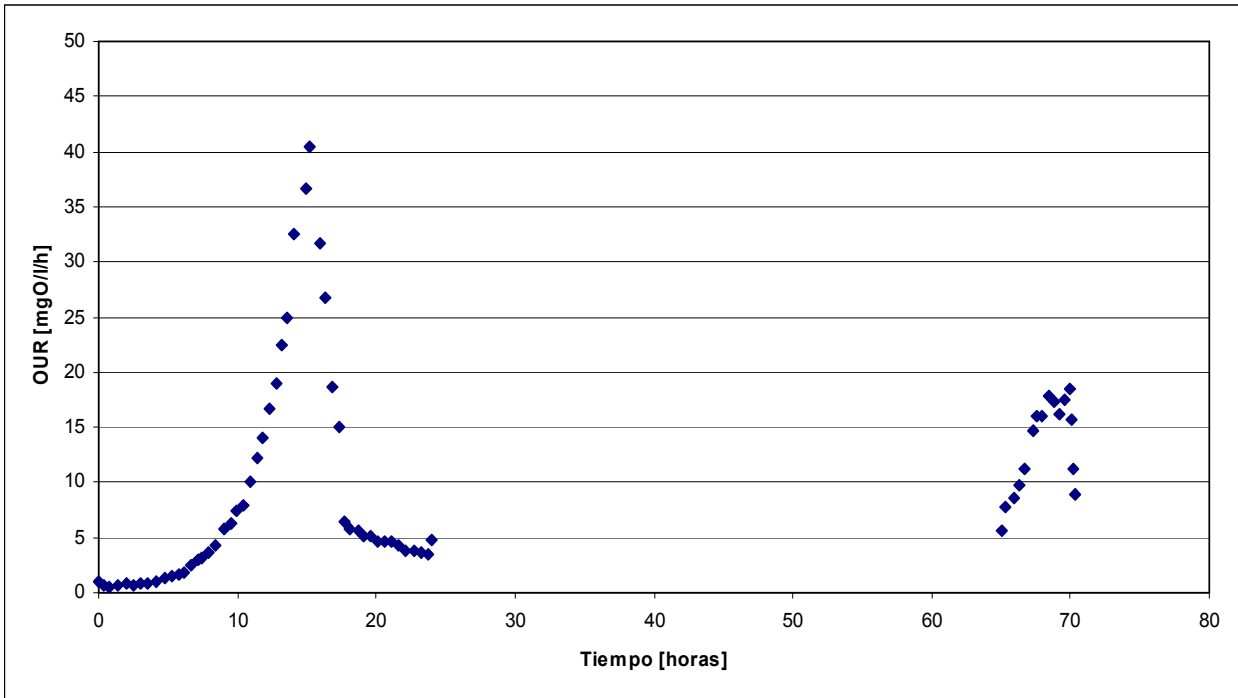


Figura A1.2. Gráfico ensayo completo sin biodigestor 2 – Sin BD-2

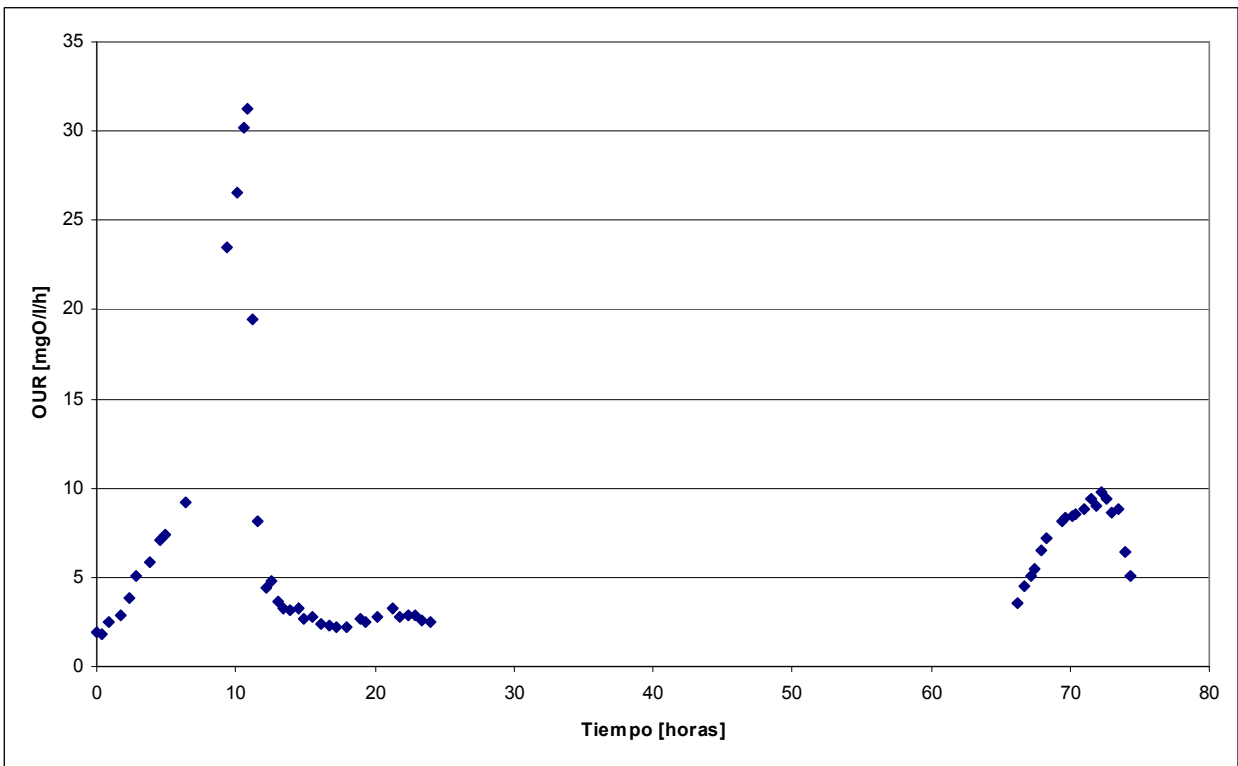


Figura A1.3. Gráfico ensayo completo sin biodigestor 3 – Sin BD-3

A continuación se presentan los datos medidos en detalle de los trabajos de la muestra con tratamiento con biodigestor, utilizados para los cálculos del fraccionamiento de la DQO. Se presentan en conjunto los cálculos con Y_H teórico y calculado.

Tabla A1.4. Detalle de cálculos para ensayo sin biodigestor 1 – Sin BD-1

Parámetros	Unidades	Valor	Porcentaje del total		
DQO muestra cruda	[mg/l]	20400			
DQO inicial total	[mg/l]	1024	100,00%		
DQO inicial disuelta	[mg/l]	969	89,36%		
DQO total 24 hrs	[mg/l]	717	70,02%		
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]	41	4,00%		
DQO disuelto 48 hrs Si	[mg/l]	78	7,62%		DQO no biodegradable disuelta
%recuperación de DQO		92%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento de OUR en el tiempo	
pendiente		0,3468	0,46		
corte eje y		-1,6708	1,6831		
Y_h teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Y_h calculado	[mgDQO/mgDQO]	0,62			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Y_h teorico	[mg/l]	1,01	0,10%		DQO biomasa heterótrofa
Xbh(0) con Y_h calculado	[mg/l]	0,81	0,08%		DQO biomasa heterótrofa
Tiempo peak	[Hrs]	15,70			
OUR peak	[mgO/l/h]	48,91			
Tiempo despues peak	[hrs]	17,53			
OUR despues peak	[mgO/l/h]	18,16			
		Y_h teórico	Y_h calculado	Y_h teórico	Y_h calculado
μ_x	1/dia	1,97	1,97		
$\mu_{H,max}$	1/dia	6,97	6,9686		
Integral $e^{(u+K-b)*t}/24$		664,77	664,77		
Integral OURss	[mgO/l/h]	97,43	97,43		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	291,71	254,10	28,49%	24,81%
Xbh(efluente)	[mg/l]	22,09	17,81		
MOc	[mgO/l/h]	352,11	352,11		
f		0,20	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	425,68	417,15	41,57%	40,74%
Xs	[mg/l]	133,9658	163,06	13,08%	15,92%
Xi	[mg/l]	519,31	528,04	50,71%	51,57%

Tabla A1.5. Detalle de cálculos para ensayo sin biodigestor 2 – Sin BD-2

Parámetros	Unidades	Valor	Porcentaje del total		
DQO muestra cruda	[mg/l]	21400			
DQO disuelta cruda	[mg/l]	18740			
DQO inicial total	[mg/l]	823	100,00%		
DQO inicial disuelta	[mg/l]	739	89,79%		
DQO total crecimiento	[mg/l]	804			
DQO disuelta crecimiento	[mg/l]	716			
DQO total peak	[mg/l]	833			
DQO disuelta peak	[mg/l]	702			
DQO total 24 hrs	[mg/l]	568	69,02%		
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]	325	39,49%		
DQO disuelta 48 hrs Si	[mg/l]	282	34,26%		DQO no biodegradable disuelta
%recuperacion de DQO		95%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento de OUR en el tiempo	
pendiente		0,3407	0,3459		
corte eje y		-1,5559	1,6596		
Yh teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Yh calculado	[mgDQO/mgDQO]	0,617			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Yh teorico	[mg/l]	1,15	0,14%		DQO biomasa heterotrofa
Xbh(0) con Yh calculado	[mg/l]	0,93	0,11%		DQO biomasa heterotrofa
Tiempo peak	[Hrs]	15,55			
OUR peak	[mgO/l/h]	40,36			
Tiempo despues peak	[hrs]	17,28			
OUR despues peak	[mgO/l/h]	18,60			
		Yh teórico	Yh calculado	Yh teórico	Yh calculado
μ_x	1/dia	3,88	3,88		
$\mu_{H,max}$	1/dia	4,9189	4,9189		
Integral $e^{(u+K-b)*t}/24$		583,8378	583,8378		
Integral OURss	[mgO/l/h]	68,88	68,88		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	206,24	179,64	25,06%	21,83%
Xbh(efluente)	[mg/l]	28,20	22,74		
MOc	[mgO/l/h]	386,48	386,48		
f		0,20	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	470,84	460,74	57,21%	55,98%
Xs	[mg/l]	264,60	281,10	32,15%	34,16%
Xi	[mg/l]	69,02	79,33	8,39%	9,64%

Tabla A1.6. Detalle de cálculos para ensayo sin biodigestor 3 – Sin BD-3

Parámetros	Unidades	Valor	Porcentaje del total		
DQO muestra cruda	[mg/l]	18800			
DQO disuelta cruda	[mg/l]				
DQO inicial total	[mg/l]	705	100,00%		
DQO inicial disuelta	[mg/l]	688	97,59%		
DQO total crecimiento	[mg/l]	781			
DQO disuelta crecimiento	[mg/l]	831			
DQO total peak	[mg/l]	590			
DQO disuelta peak	[mg/l]	396			
DQO total 24 hrs	[mg/l]	602	85,39%		
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]	420	59,57%		
DQO disuelta 48 hrs Si	[mg/l]	37	5,25%		DQO no biodegradable disuelta
%recuperacion de DQO		110%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento de OUR en el tiempo	
pendiente		0,2609	0,1260		
corte eje y		0,6716	1,5950		
Yh teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Yh calculado	[mgDQO/mgDQO]	0,617			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Yh teorico	[mg/l]	13,61	1,93%		DQO biomasa heterotrofa
Xbh(0) con Yh calculado	[mg/l]	10,98	1,56%		DQO biomasa heterotrofa
Tiempo peak	[Hrs]	10,80			
OUR peak	[mgO/l/h]	31,30			
Tiempo despues peak	[hrs]	11,62			
OUR despues peak	[mgO/l/h]	8,11			
		Yh teórico	Yh calculado	Yh teórico	Yh calculado
μ_x	1/dia	1,70	1,70		
$\mu_{H,max}$	1/dia	5,1786	5,1786		
Integral $e^{-(u+K-b)*t}/24$		60,3244	60,3244		
Integral OURss	[mgO/l/h]	88,8562	88,86		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	266,0365	231,73	37,74%	32,87%
Xbh(efluente)	[mg/l]	64,7233	52,19		
MOc	[mgO/l/h]	301,6727	301,6727		
f		0,2	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	395,20	381,71	56,06%	54,14%
Xs	[mg/l]	129,17	149,98	18,32%	21,27%
Xi	[mg/l]	259,19	275,31	36,76%	39,05%

A1.2 Purines con tratamiento previo mediante Biodigestor

A continuación se presentan los datos para los trabajos de la muestra con tratamiento con biodigestor.

Tabla A1.7. Datos medidos ensayo con biodigestor 1 –Con BD-1

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	6480	-	-	1100	-	-
Afluente reactor	0	627	538	8,07	110	160	2,09E+07
crecimiento 1	6,25	804	521	8,51	140	190	8,90E+06
peak 1	-	-	-	-	-	-	-
crecimiento 2	8,68	796	452	-	150	210	6,25E+07
peak 2	13,37	521	662	-	120	180	1,60E+09
Efluente 24 hrs	24	1238	331	8,38	180	220	1,85E+08
Efluente 48 hrs	48	-	201	8,32	-	-	2,42E+08

Tabla A1.8. Datos medidos ensayo con biodigestor 2 –Con BD-2

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	6130	-	-	-	-	-
Afluente reactor	0	909	514	8,3	140	140	1,00E+05
crecimiento 1	3,55	1138	757	8,24	110	170	1,82E+07
peak 1	7,08	663	467	8,22	210	220	2,55E+08
crecimiento 2	-	-	-	-	-	-	-
peak 2	13,85	694	386	8,27	270	280	2,10E+07
Efluente 24 hrs	24	1212	628	8,31	320	370	9,30E+07
Efluente 48 hrs	48	-	260	-	-	-	-

Tabla A1.9. Datos medidos ensayo con biodigestor 3 –Con BD-3

Muestra	Tiempo [horas]	DQO total [mg/l]	DQO disuelta [mg/l]	pH	SST [mg/l]	SSV [mg/l]	CF [NMP/100ml]
Muestra cruda	-	8160	-	-	-	-	-
Afluente reactor	0	674	549	8,34	140	210	2,00E+05
crecimiento 1	1,65	734	762	8,38	110	240	1,60E+07
peak 1	9,82	-	-	-	-	-	-
crecimiento 2	10,68	712	452	8,4	160	240	5,70E+07
peak 2	15,78	689	379	8,44	190	290	9,30E+07
Efluente 24 hrs	24	737	398	8,32	390	370	1,92E+08
Efluente 48 hrs	48	-	288	-	-	-	-

Los gráficos de los ensayos completos de OUR versus tiempo para el caso de purines de cerdo con tratamiento con biodigestor se presentan a continuación.

Con BD-1

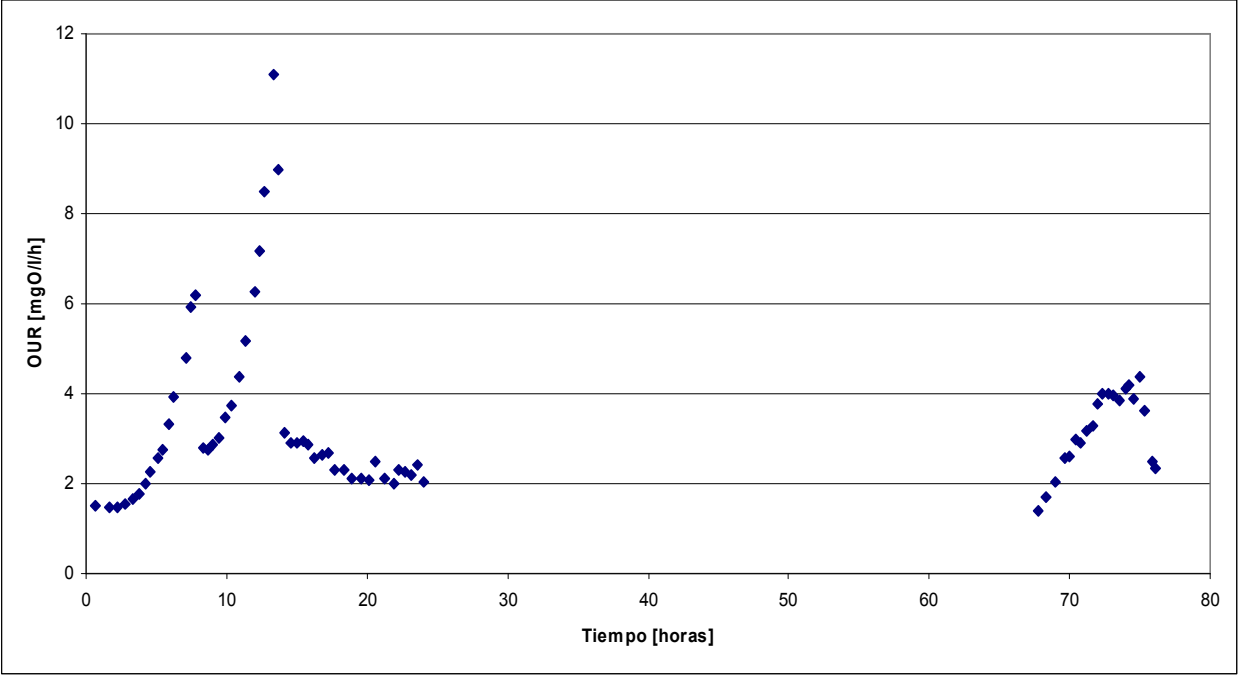


Figura A1.4. Gráfico ensayo completo con biodigestor 1 – Con BD-1

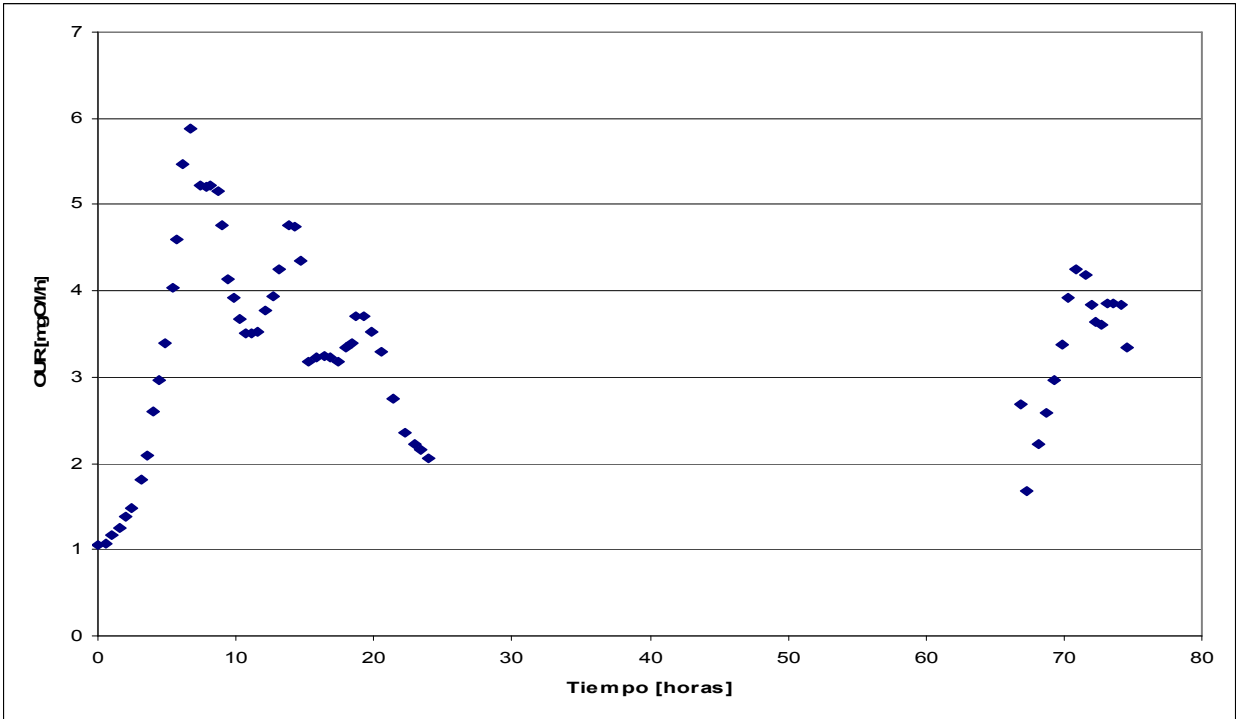


Figura A1.5. Gráfico ensayo completo con biodigestor 2 – Con BD-2

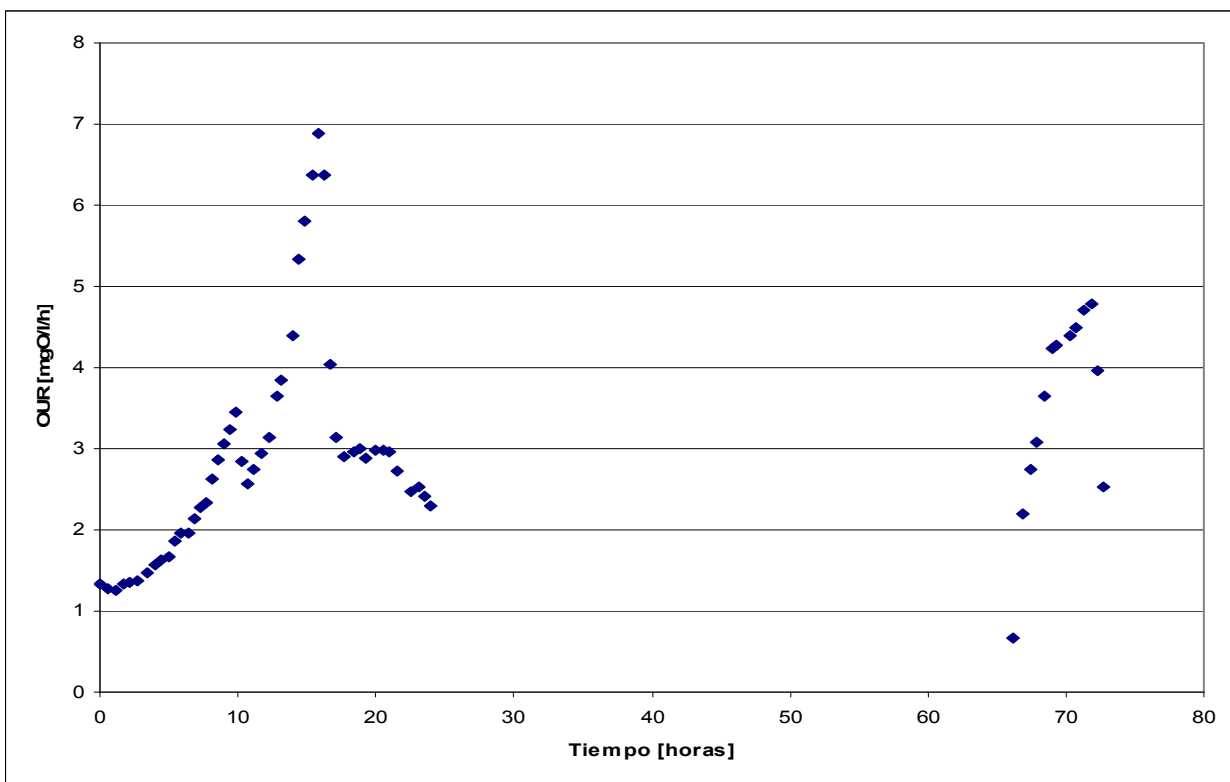


Figura A1.6. Gráfico ensayo completo con biodigestor 3 – Con BD-3

Finalmente, el detalle de los cálculos de presenta a continuación:

Tabla A1.10. Detalle de cálculos para ensayo con biodigestor 1 – Con BD-1

Parámetros	Unidades	Valor 1	Valor 2	Promedio	Porcentaje del total
DQO muestra cruda	[mg/l]			6480	
DQO disuelta cruda	[mg/l]				
DQO inicial total	[mg/l]	635	619	627	100,00%
DQO inicial disuelta	[mg/l]		538	538	85,81%
DQO total crecimiento 1	[mg/l]	804	772	788	
DQO disuelto crecimiento 1	[mg/l]	564	478	521	
DQO total peak 1	[mg/l]				
DQO disuelta peak 1	[mg/l]				
DQO total crecimiento 2	[mg/l]	796	761	779	
DQO disuelta crecimiento 2	[mg/l]	460	444	452	
DQO total peak 2	[mg/l]	524	507	516	
DQO disuelta peak 2	[mg/l]	708	616	662	
DQO total 24 hrs	[mg/l]			619	98,72%
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]			331	52,79%
DQO disuelta 48 hrs Si	[mg/l]			201	32,06%
%recuperacion de DQO		111%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento de OUR en el tiempo	
pendiente		0,2989	0,3459		
corte eje y		-1,6974	1,6596		
Yh teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Yh calculado	[mgDQO/mgDQO]	0,59			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Yh teorico	[mg/l]	1,12	0,18%		DQO biomasa heterotrofa
Xbh(0) con Yh calculado	[mg/l]	0,82	0,13%		DQO biomasa heterotrofa
Tiempo peak	[Hrs]	13,37			
OUR peak	[mgO/l/h]	11,08			
Tiempo despues peak	[hrs]	14,15			
OUR despues peak	[mgO/l/h]	3,12			
		Yh teórico	Yh calculado	Yh teórico	Yh calculado
μ_x	1/dia	2,44	2,44		
$\mu_{H,max}$	1/dia	5,3504	5,3504		
Integral $e^{(u+K-b)*t}/24$		178,46	178,46		
Integral OURss	[mgO/l/h]	22,44	22,44		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	67,18	55,13	10,72%	8,79%
Xbh(efluente)	[mg/l]	28,20	20,60		
MOc	[mgO/l/h]	155,83	155,83		
f		0,20	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	204,77	194,75	32,66%	31,06%
Xs	[mg/l]	137,58	139,62	21,94%	22,27%
Xi	[mg/l]	220,11	230,43	35,10%	36,75%

Tabla A1.11. Detalle de cálculos para ensayo con biodigestor 2 – Con BD-2

Parámetros	Unidades	Valor	Porcentaje del total		
DQO muestra cruda	[mg/l]	6130			
DQO disuelta cruda	[mg/l]				
DQO inicial total	[mg/l]	615	100,00%		
DQO inicial disuelta	[mg/l]	514	83,58%		
DQO total crecimiento 1	[mg/l]	1138			
DQO disuelta crecimiento 1	[mg/l]	757			
DQO total peak 1	[mg/l]	663			
DQO disuelta peak 1	[mg/l]	467			
DQO total crecimiento 2	[mg/l]				
DQO disuelta crecimiento 2	[mg/l]				
DQO total peak 2	[mg/l]	694			
DQO disuelta peak 2	[mg/l]	386			
DQO total 24 hrs	[mg/l]	606	98,54%		
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]	314	51,06%		
DQO disuelta 48 hrs Si	[mg/l]	260	42,28%		DQO no biodegradable disuelta
%recuperacion de DQO		111%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento	
pendiente		pendiente	0,3459	de OUR en el tiempo	
corte eje y		corte eje y	1,6596		
Yh teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Yh calculado	[mgDQO/mgDQO]	0,59			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Yh teorico	[mg/l]	7,70	1,25%		DQO biomasa heterotrofa
Xbh(0) con Yh calculado	[mg/l]	5,62	0,91%		DQO biomasa heterotrofa
Tiempo peak	[Hrs]	6,63			
OUR peak	[mgO//h]	5,89			
Tiempo despues peak	[hrs]	10,70			
OUR despues peak	[mgO//h]	3,51			
		Yh teórico	Yh calculado	Yh teórico	Yh calculado
μ_X	1/dia	3,02	3,02		
$\mu_{H,max}$	1/dia	4,7505	4,7505		
Integral $e^{-(u+K-b)*t/24}$		20,87	20,87		
Integral OURss	[mgO//h]	15,95	15,95		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	47,75	39,18	7,76%	6,37%
Xbh(efluente)	[mg/l]	28,20	20,60		
MOc	[mgO//h]	182,92	182,92		
f		0,20	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	229,96	221,13	37,39%	35,96%
Xs	[mg/l]	182,21	181,95	29,63%	29,59%
Xi	[mg/l]	117,35	128,25	19,08%	20,85%

Tabla A1.12. Detalle de cálculos para ensayo con biodigestor 3 – Con BD-3

Parámetros	Unidades	Valor	Porcentaje del total		
DQO muestra cruda	[mg/l]	8160			
DQO disuelta cruda	[mg/l]				
DQO inicial total	[mg/l]	810	100,00%		
DQO inicial disuelta	[mg/l]	549	67,78%		
DQO total crecimiento 1	[mg/l]	734			
DQO disuelta crecimiento 1	[mg/l]	762			
DQO total peak 1	[mg/l]				
DQO disuelta peak 1	[mg/l]				
DQO total crecimiento 2	[mg/l]	712			
DQO disuelta crecimiento 2	[mg/l]	452			
DQO total peak 2	[mg/l]	689			
DQO disuelta peak 2	[mg/l]	379			
DQO total 24 hrs	[mg/l]	737	90,99%		
DQO disuelto 24 hrs	[mg/l]	398	49,14%		
DQO disuelto 48 Si hrs	[mg/l]	288	35,56%	DQO no biodegradable disuelta	
%recuperacion de DQO		100%			
Ecuación de la recta	LnOUR=mt+y	OUR vs t	USCOD	Linealización del crecimiento de OUR en el tiempo	
pendiente		pendiente	0,3459		
corte eje y		corte eje y	1,6596		
Yh teórico	[mgDQO/mgDQO]	0,666			
Yh calculado	[mgDQO/mgDQO]	1,578			
		0,593			
bh	[1/dia]	0,62			
Xbh(0) con Yh teorico	[mg/l]	16,70	2,06%	DQO biomasa heterotrofa	
Xbh(0) con Yh calculado	[mg/l]	12,20	1,51%	DQO biomasa heterotrofa	
Tiempo peak	[Hrs]	15,78			
OUR peak	[mgO/l/h]	6,88			
Tiempo despues peak	[hrs]	16,68			
OUR despues peak	[mgO/l/h]	4,04			
		Yh teórico	Yh calculado	Yh teórico	Yh calculado
μ_x	1/dia	2,20	2,20		
$\mu_{H,max}$	1/dia	0,9440	0,9440		
Integral $e^{(u+K-b)*t}/24$		40,51	40,51		
Integral OURss	[mgO/l/h]	13,35	13,35		
Ss (RBCOD)	[mg/l]	39,96	32,79	4,93%	4,05%
Xbh(efluente)	[mg/l]	28,20	20,60		
MOc	[mgO/l/h]	132,32	132,32		
f		0,20	0,20		
S biodeg inicial	[mg/l]	163,26	157,74	20,16%	19,47%
Xs	[mg/l]	123,29	124,95	15,22%	15,43%
Xi	[mg/l]	342,04	352,06	42,23%	43,46%

A2. FORMULACIÓN DEL MODELO: ECUACIONES

Basándose en las descripciones hechas en el capítulo 3 acerca de los modelos matemáticos para sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales se presenta a continuación el conjunto de ecuaciones que utiliza el modelo ASM N°1 de la IAWQ.

El comportamiento dinámico de la biomasa heterótrofa depende de tres procesos diferentes: crecimiento aeróbico, crecimiento anóxico y decaimiento, lo que se expresa como sigue:

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = \left[\mu_{H,\max} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} - b_H \right] X_{B,H}$$

La biomasa autótrofa no crece bajo condiciones aeróbicas, por lo tanto

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = \left[\mu_{A,\max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) - b_A \right] X_{B,A}$$

La concentración de materia orgánica rápidamente biodegradable es reducida por el crecimiento de las bacterias heterótrofas e incrementada por la hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable

$$\frac{dS_S}{dt} = \left[-\frac{\mu_{H,\max}}{Y_H} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} + k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{B,H}$$

La concentración de sustrato lentamente biodegradable se incrementa por el reciclado de bacterias muertas y decae por la hidrólisis, expresándose como sigue:

$$\frac{dX_S}{dt} = (1 - f_P)(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H}$$

La ecuación más corta del modelo es la que describe la concentración de la materia orgánica inerte particulada:

$$\frac{dX_P}{dt} = f_P (b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A})$$

Para la concentración del nitrógeno orgánico particulado se incrementa con el decaimiento de la biomasa y decrece a causa de la hidrólisis, por lo que la ecuación diferencial queda:

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_p i_{Xp})(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - k_h \frac{X_{ND} / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H}$$

Por su parte el nitrógeno orgánico disuelto se ve afectado por la amonificación y la hidrólisis tal como sigue:

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \left[-k_a S_{ND} + k_h \frac{X_{ND} / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{B,H}$$

La concentración de amoniaco se ve afectada por el crecimiento de todos los microorganismos que utilizan el amoniaco como fuente de nitrógeno.

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \left[-i_{XB} \cdot \mu_{H,\max} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} + k_a S_{ND} \right] X_{B,H} - \mu_{A,\max} \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$$

La concentración de nitrato solamente depende de dos procesos: crece con la nitrificación y decrece con la denitrificación, por lo que su formulación es:

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = -\mu_{H,\max} \eta_g \left(\frac{1 - Y_H}{2.86 Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H} + \mu_{A,\max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$$

Finalmente la concentración de oxígeno se ve reducida por el crecimiento aeróbico de la biomasa heterótrofa y autótrofa, de acuerdo con:

$$\frac{dS_O}{dt} = -\mu_{H,\max} \left(\frac{1 - Y_H}{2.86 Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} - \mu_{A,\max} \left(\frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$$

A3. RESULTADOS PARA Y_H CALCULADO

En el capítulo 4 se ha mencionado que en el trabajo se calculó el coeficiente de producción de biomasa heterótrofa Y_H , pero dada la variabilidad de los resultados obtenidos y la poca cantidad de ensayos realizados no los hacen valores fiables, por lo que no fueron considerados en el momento.

A continuación se presentan las tablas con los porcentajes de las fracciones de DQO obtenidos a partir del cálculo con este parámetro obtenido con los datos.

Tabla A3.1. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso sin tratamiento con BD. Valores calculados con Y_H calculado de 0,62 [mgDQO/ mgDQO].

Parámetros	Unidades	Ensayo Sin BD-1	Ensayo Sin BD-2	Ensayo Sin BD-3	Promedio
DQO total	[mg/l]	100%	100%	100%	100%
DQO biomasa heterótrofa	[mg/l]	0,08%	0,11%	1,56%	0,58%
DQO rápidamente biodegradable	[mg/l]	25%	22%	33%	27%
DQO no biodegradable disuelta	[mg/l]	8%	34%	5%	16%
DQO lentamente biodegradable	[mg/l]	16%	34%	21%	24%
DQO no biodegradable particulada	[mg/l]	52%	10%	39%	33%

Tabla A3.2. Resumen de porcentajes de los parámetros obtenidos en los ensayos de laboratorio, caso con tratamiento con BD. Valores calculados con Y_H calculado de 0,59 [mgDQO/ mgDQO].

Parámetros	Unidades	Ensayo Con BD-1	Ensayo Con BD-2	Ensayo Con BD-3	Promedio
DQO total	[mg/l]	100%	100%	100%	100%
DQO biomasa heterótrofa	[mg/l]	0,13%	0,91%	1,51%	0,85%
DQO rápidamente biodegradable	[mg/l]	9%	6%	4%	6%
DQO no biodegradable disuelta	[mg/l]	32%	42%	36%	37%
DQO lentamente biodegradable	[mg/l]	22%	30%	15%	22%
DQO no biodegradable particulada	[mg/l]	37%	21%	43%	34%
DQO biomasa autótrofa	[mg/l]	0%	0%	0%	0%

Los valores son bastante similares a los obtenidos con el valor teórico de Y_H , pero los datos no son suficientes para establecer la fiabilidad de estos resultados. Por todo esto se prefiere utilizar el valor teórico de Y_H que aparece en la literatura, hasta que se pueda llegar a corroborar este valor para el caso de los purines de cerdo.

A4. TRANSFERENCIA DE OXÍGENO

A modo de determinar la carga máxima con que se puede trabajar en el reactor se realizan cálculos para determinar la eficiencia en la transferencia de oxígeno. Para ello se realizan un total de nueve (9) ensayos con agua limpia, ya sea potable o destilada. En este caso se utilizó agua potable. Dados que no todos los ensayos entregan valores satisfactorios a medida que se van desarrollando es que finalmente no son útiles todos los datos, sino que se consideran sólo algunos de ellos. Los resultados de los cálculos del coeficiente de transferencia de oxígeno, K_La para los cuatro ensayos considerados válidos son los siguientes:

Tabla A4.1. Resultados del coeficiente de transferencia de oxígeno calculado

Ensayo	K_La [min^{-1}]	K_La [hr^{-1}]
6	0,331	19,858
7	0,322	19,334
8	0,328	19,661
9	0,307	18,438
promedio	0,322	19,145
desv. est	0,0105	0,6280

Con estos resultados, y utilizando el promedio como valor de K_La se calcula la eficiencia en la transferencia de oxígeno. Esto se hace para determinar cuál es la carga que admite el sistema, en términos de DQO, lo que permite dilucidar si es posible trabajar con la dilución propuesta para llegar a 500 mgDQO/l aproximadamente, o si es necesario un mayor nivel de dilución.

Los resultados finales con respecto a la eficiencia en la transferencia de oxígeno, determinada siguiendo el procedimiento de (Viessman & Hammer, 1985) son de 6,50% para agua limpia y de 2,66% para agua residual, como aparece en la tabla A4.2. Con esto, considerando una eficiencia en la transferencia de 2% para el agua residual con que se trabaja, se llega a que para un reactor funcionando durante 24 horas la carga máxima que soporta el sistema llega a

Carga máxima que soporta el sistema: **34906,368 mgDQO/l**

Con lo que se puede concluir que el procedimiento propuesto es aceptable, siendo perfectamente adecuado establecer diluciones de las muestras crudas para llevarlas a una concentración similar a 500 mgDQO/l, o al menos de su orden de magnitud.

Tabla A4.2 Cálculo de la eficiencia en la transferencia de Oxígeno

Parámetro	Valor	Unidad	Fuente
alfa	0,6		Ma. Pía Mena
beta	0,9		Literatura
flujo aire	483,2	[ml/min]	Flujómetro
	0,017064047	[ft ³ /min]	
Flujo O2	0,00358345	[ft ³ /min]	
W	6,614	[lb]	
OD min	2,000	[mg/l]	para trabajar
N	0,0012	[lb/hr]	
Eficiencia	6,5040	[%]	Agua limpia
	2,6638	[%]	Agua residual

A5. PRUEBAS PRELIMINARES: AGUA SERVIDA SINTÉTICA INOCULADA

Como primer paso se realizó un ensayo previo a los ensayos con purines a modo de comprobar la eficacia de la metodología utilizada. Este ensayo se hizo inoculando un afluente de agua servida sintética e inoculándose con una muestra de biomasa de la planta de tratamiento de agua servida El Trebal, únicamente para agregar una pequeña cantidad de biomasa tratando de simular las condiciones existentes en el afluente a la planta.

El gráfico resultante entre OUR y tiempo, con algunos puntos ya descartados, es el presentado en la figura A5.1, el que se puede ver es bastante similar al que se espera teóricamente. De este gráfico se extrae la pendiente de la recta durante la etapa de crecimiento exponencial, correspondiente a los tres primeros puntos medidos, y que se muestra en la figura A5.2. Este valor interesa pues es ahí cuando se calcula la actividad relacionada a la biomasa heterótrofa existente en la muestra.

La muestra cruda en este caso contenía una DQO de 990 mg/l y una carga de sólidos suspendidos de 1500 mg/l, la cual se diluyó hasta llegar a 680 mg/l de DQO inicial total.

Cabe mencionar que la medición de la tasa de consumo de oxígeno no se ciñó necesariamente a los valores mencionados en la metodología utilizada por Randall *et al.*, 1991, debido a que el OUR corresponde a la pendiente entre la disminución del oxígeno y el tiempo que toma en disminuir. Se hicieron dos mediciones al azar en las cuales se midió el descenso en más de un punto, resultando una linealidad casi perfecta. De todo esto, se puede asumir que el descenso del oxígeno en el tiempo es lineal, por lo que basta con medir un punto de OD inicial, un punto de OD final y el tiempo tardado en disminuir dicha cantidad.

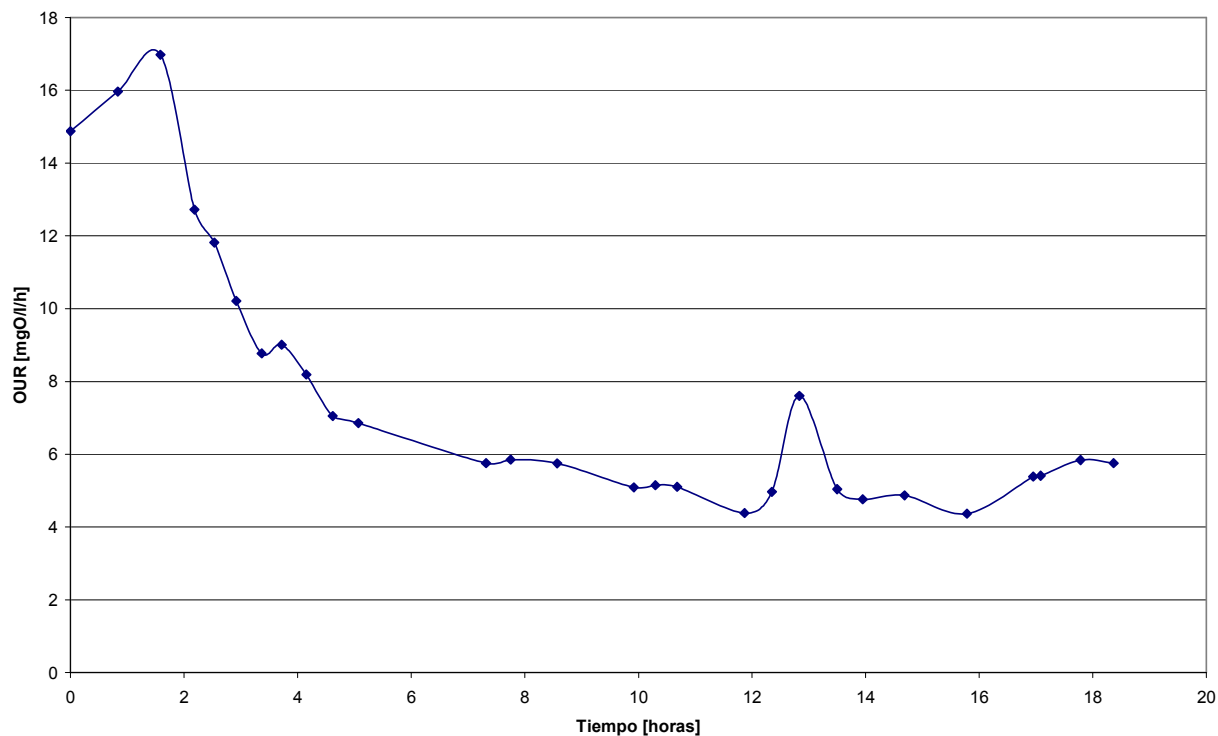


Figura A5.1 OUR vs tiempo a lo largo del ensayo

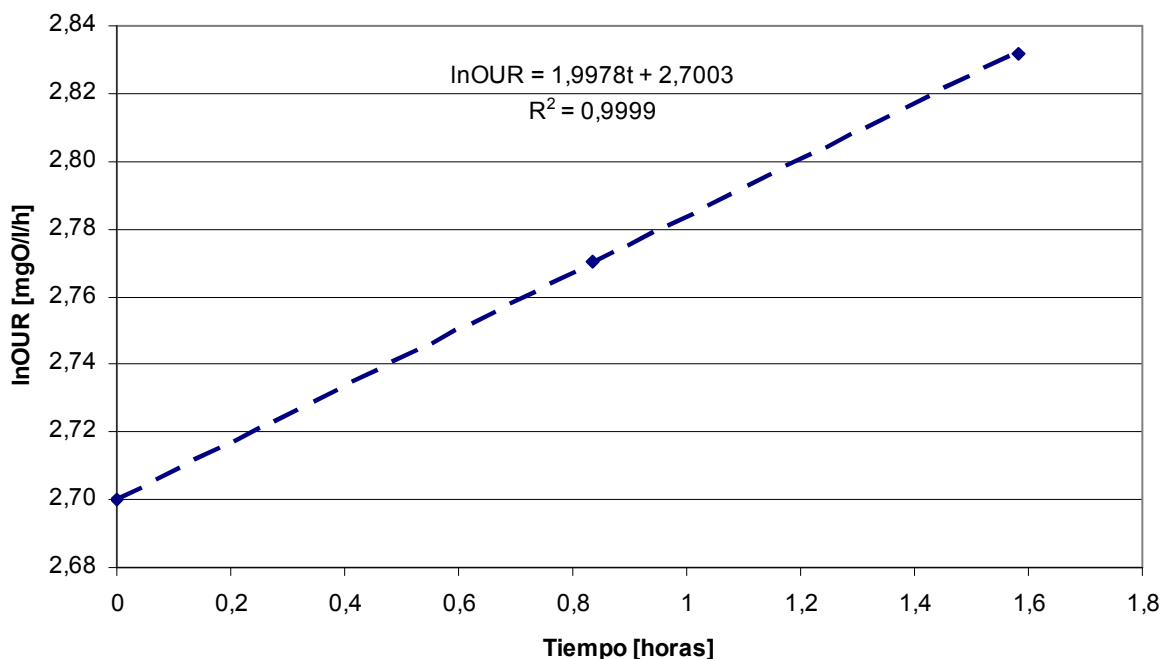


Figura A5.2. Ln(OUR) vs tiempo durante la etapa de crecimiento exponencial

Tabla A5.1 Resumen resultados obtenidos en la prueba preliminar con agua servida sintética

Parámetro	Unidad	Valor	Porcentaje del total	Observaciones
DQO inicial	[mg/l]	680	100,00%	
DQO total 24	[mg/l]	550	80,88%	
DQO disuelta 24 hrs	[mg/l]	60	8,82%	
DQO disuelta 48 hrs Si	[mg/l]	161	23,68%	DQO no biodegradable disuelta
%recuperación DQO		99%		Válido
Y_h	[mgDQO/mgDQO]	0,666		
b_h	[día ⁻¹]	0,62		
$X_{bh}(0)$	[mg/l]	14,67	2,16%	DQO biomasa heterótrofa
μ_X	[día ⁻¹]	33,62		
$\mu_{H,max}$	[día ⁻¹]	14,9509		
$OUR_{xs}(t=s)$	[mgO/l/h]	12,7208		
$T=s$	[horas]	2,18		
Integral $e^{-(u+K-b)*t}/24$		38,7442		
Integral OUR_{ss}	[mgO/l/h]	177,5233		
S_s (RBCOD)	[mg/l]	531,5068	78,16%	DQO rápidamente biodegradable
$X_{bh}(\text{efluente})$	[mg/l]	3,3715		
MO_c	[mgO/l/h]	0,8187		
f		0,2		
S biodeg inicial	[mg/l]	0		
X_s	[mg/l]	0	0%	DQO lentamente biodegradable
X_i	[mg/l]	0	0%	DQO no biodegradable particulada