

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AGROINDUSTRIAL



**“REDUCCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO DE
EFLUENTES DE QUESERÍA MEDIANTE UN BIODIGESTOR
ANAEROBIO”**

TESIS

PRESENTADA POR:

DORIS SOLEDAD LOPE RUELAS

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AGROINDUSTRIAL

PUNO

-

PERÚ

2015

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AGROINDUSTRIAL

TESIS

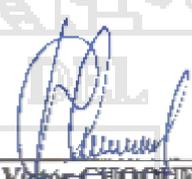
“REDUCCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO DE EFLUENTES
DE QUESERÍA MEDIANTE UN BIODIGESTOR ANAEROBIO”

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AGROINDUSTRIAL

REVISADA Y APROBADA POR EL JURADO CONFORMADO POR:

PRESIDENTE

:


M. Sc. Florentino Víctor CHOQUEHUANCA CÁCERES

PRIMER MIEMBRO

:


M. Sc. Rosario Evely ORTEGA BARRIGA

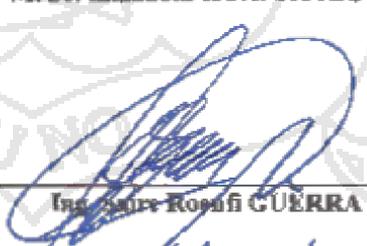
SEGUNDO MIEMBRO

:


M. Sc. Elizabeth HUANATICO SUAREZ

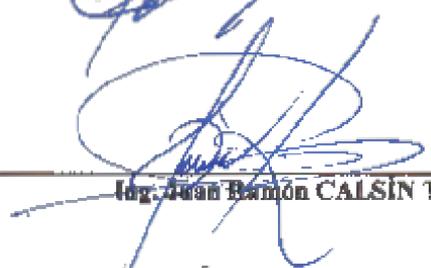
DIRECTOR DE TESIS

:


Ing. Juan Rosalí GUERRA LIMA

ASESOR DE TESIS

:


Ing. Juan Ramón CALSÍN TURPOPUNO - PERÚ
2015

Área: Ingeniería y tecnología
Tema: Propiedades físicas y estructurales

DEDICATORIA

*El presente trabajo va dedicado a mis queridos padres:
Eulogio Lope y Alejandrina Ruelas por su cariño,
dedicación en mi educación y formación profesional, a mis
hermanos y hermanas que siempre me dieron apoyo para
lograr este objetivo, a mi abuela María Elena Chauña que
desde donde está, siempre me dio apoyo y fuerzas.*



Soledad Lope

AGRADECIMIENTO

- A la Universidad Nacional del Altiplano Puno, Facultad de Ciencias Agrarias, Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial, por la formación profesional.
- A los docentes de Escuela Profesional de Ingeniería Agroindustrial, por los conocimientos aportados para mi formación profesional.
- A los jurados revisores por su constante apoyo y tiempo invertido en el proyecto.
- A mi director de tesis Ingeniero Saire Roenfi Guerra Lima por su disposición, apoyo y tiempo invertido en el proyecto,
- Al Ingeniero Salvador Teran Aíta por su constante apoyo, exigencia e interés en que este proyecto se realice.
- A mi querido padre Eulogio Lope y a mi madre Alejandrina Ruelas, mis hermanos Gladys, Cesar, Ruben, Melanio y Magdiel. Por su comprensión y apoyo constante.
- A mis compañeros y compañeras de aula, amigos y amigas por su amistad, apoyo moral y estar presentes en mi vida.

ÍNDICE

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ANEXOS

SIGLA

RESUMEN 1

CAPÍTULO I 3

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, ANTECEDENTES Y OBJETIVOS DE LA
INVESTIGACIÓN 3

1.1- PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 3

1.2. ANTECEDENTES 3

1.3. OBJETIVOS 12

1.3.1. Objetivo General 12

1.3.2. Objetivos Específicos 12

CAPÍTULO II 13

MARCO TEÓRICO 13

2.1. AGUAS RESIDUALES 13

2.1.1. Aguas Residuales Urbanas 13

2.1.2. Aguas Residuales Industriales 13

2.1.3. Tratamientos de Aguas Residuales 14

2.1.4. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales 16

2.1.4.1. Procesos Aerobios 16

2.1.4.2. Procesos Anaerobios 17

2.1.4.3.	Bioquímica de la Digestión Anaerobia	18
2.1.4.3.1.	Hidrólisis	18
2.1.4.3.2.	Acidogénesis o Fermentación	19
2.1.4.3.3.	Acetogénesis Acidoclástica.....	19
2.1.4.3.4.	Acetogénesis Hidrogenoclástica	20
2.1.4.3.5.	Metanogénesis.....	20
2.1.4.4.	Influencia de los Parámetros Ambientales y de Control en el Digestión Anaerobia.....	20
2.1.4.4.1.	Potencial de Hidrogeno	20
2.1.4.4.2.	Relación Carbono/Nitrógeno	22
2.1.4.4.3.	Inoculantes Biológicos	23
2.1.4.4.4.	Tiempo de Retención Hidráulica	24
2.1.4.4.5.	Volumen de Carga Orgánica Diaria.....	25
2.1.4.4.6.	Tóxicos e Inhibidores	26
2.1.4.4.7.	Nitrógeno Amoniacal	26
2.1.4.4.8.	Niveles de Sólidos Totales y Sólidos Volátiles	26
2.1.4.5.	Productos Finales de la Digestión Anaerobia	27
2.1.4.5.1.	Abonos Orgánicos.....	27
2.1.4.5.2.	Biogás.....	27
2.2.	LACTOSUERO	28
2.2.1.	Sueros Ácidos	28
2.2.2.	Sueros Dulces	29
2.2.3.	Composición Química del Lactosuero.....	29
2.2.4.	Usos del Lactosuero.....	30
2.2.5.	Eliminación Anual de Lactosuero.....	30

2.2.6.	Contaminación Ocasionada por los Efluentes del Lactosuero.....	31
2.2.7.	Impactos del Efluente Quesero	32
2.3.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	32
2.4.	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	33
2.5.	SELECCIÓN DE MICROORGANISMOS	33
2.6.	TEORÍA DE ELEMENTOS DE DISEÑO DE BIODIGESTOR	33
2.6.1.	Diseño de Biodigestores	34
2.6.2.	Parámetros de Diseño	34
2.6.2.1.	Tiempo de Retención Hidráulico	34
2.6.2.2.	Tiempo de Retención Celular.....	35
2.6.2.3.	Carga Volumétrica	35
2.6.2.4.	Índice Volumétrico de Lodos.....	36
2.6.3.	Componentes de un Biodigestor.....	36
2.7.	DISEÑO EXPERIMENTAL.....	37
2.8.	MODELOS DE REGRESIÓN	37
2.8.1.	Abusos Comunes de la Regresión	38
CAPÍTULO III.....		39
MATERIALES Y MÉTODOS		39
3.1.	LUGAR DE EJECUCIÓN	39
3.2.	MATERIAL EXPERIMENTAL.....	39
3.2.1.	Efluente Quesero.....	39
3.2.2.	Aguas Residuales Urbanas.....	39
3.2.3.	Aclimatación de Consorcios Anaerobio	40
3.2.4.	Excreta de Vacuno	40
3.2.5.	Material General de Laboratorio.....	40

3.2.6.	Reactivos.....	41
3.3.	CONDICIONES EXPERIMENTALES.....	42
3.3.1.	Adaptación de Biodigestores	43
3.3.2.	Toma de Muestras.....	44
3.4.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS.....	44
3.4.1.	VARIABLES DE ESTUDIO	44
3.1.1.	Experimentos Multifactoriales.....	45
3.5.	METODOLOGÍA DE MEDICIÓN Y EVALUACIÓN.....	46
3.5.1.	Reducción de la Demanda Química de Oxígeno	46
3.5.1.1.	Determinación de la Demanda Química de Oxígeno.....	46
3.5.2.	Determinación del Potencial Hidrógeno.....	48
3.5.3.	Determinación de Carbono.....	48
3.5.4.	Sólidos Totales.....	53
3.5.5.	Sólidos Volátiles	53
CAPÍTULO IV		55
EXPOSICIÓN Y ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS.....		55
4.1.	DEL OBJETIVO 1: PREPARAR Y CARACTERIZAR LAS MEZCLAS DE EFLUENTES DE QUESERÍA Y EXCRETA DE VACUNO PARA LA REDUCCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN MÓDULOS DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIO.....	55
4.1.1.	Características del Medio.....	55
4.1.2.	Características del Efluente Quesero	55
4.1.3.	Características del Agua Residual Urbana.....	58
4.1.4.	Características de la Excreta de Vacuno.....	59
4.1.5.	Obtención y Aclimatación de Consorcios Anaerobio.....	59

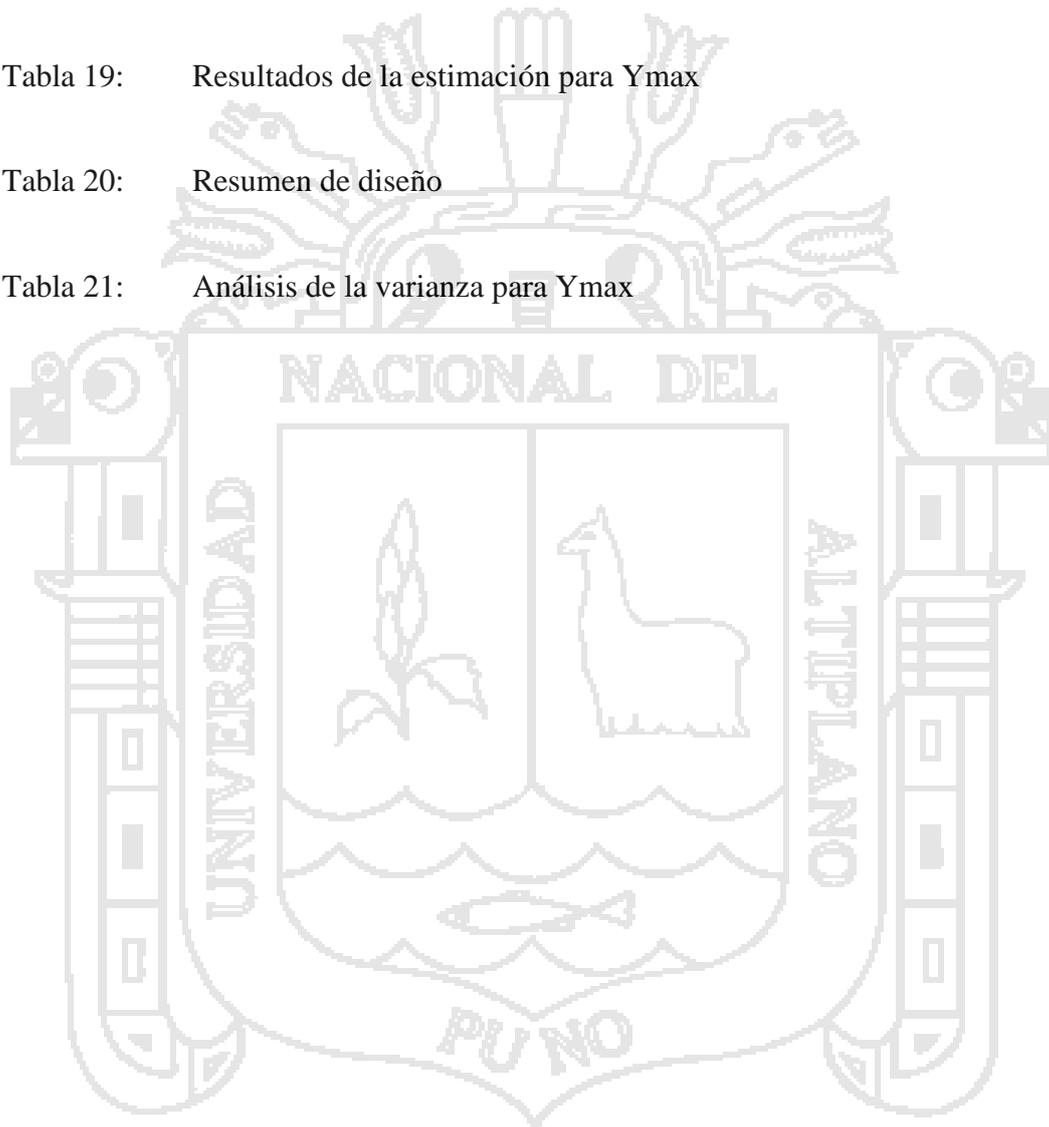
4.1.6.	Características de las mezclas.....	60
4.2.	DEL OBJETIVO 2: DETERMINAR EL PORCENTAJE DE MEZCLA DE EFLUENTE QUESERO Y EXCRETA DE VACUNO PARA LA MAYOR REDUCCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN MÓDULOS DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIO	62
4.2.1.	Análisis Estadístico.....	67
4.3.	DEL OBJETIVO 3: EVALUAR LA MÁXIMA CAPACIDAD DE REDUCCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO Y PORCENTAJE DE EFLUENTE DE QUESERÍA MEDIANTE MÓDULOS DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIO	71
4.3.1.	Análisis del Diseño Experimental.....	74
	CONCLUSIONES.....	77
	RECOMENDACIONES.....	78
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
	ANEXOS	86



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Cantidades específicas de aguas residuales y valores de DBO	14
Tabla 2.	Rango de temperaturas y tiempos de fermentación anaerobia	22
Tabla 3.	Tiempos de retención en distintos tipos de estiércol	25
Tabla 4.	Carga volumétrica según a la temperatura	26
Tabla 5.	Composición del Biogás	28
Tabla 6.	Composición del lactosuero	30
Tabla 7.	Descripción de las mezclas	43
Tabla 8.	Composición fisicoquímica del efluente quesero	56
Tabla 9.	Composición fisicoquímica del agua residual urbana	58
Tabla 10.	Composición fisicoquímica de la excreta de vacuno	59
Tabla 11.	Composición fisicoquímica de los tratamientos aplicados al efluente de quesería	61
Tabla 12.	Reducción de DQO con respecto al pH y tiempo	62
Tabla 13:	Análisis de Varianza para la reducción de la DQO	67
Tabla 14:	Comparación múltiple Duncan para la reducción de la DQO por Mezcla	68
Tabla 15:	Comparación múltiple Duncan para la reducción de DQO por	

	tiempo	69
Tabla 16:	Análisis de Varianza para el pH en los mezcla	69
Tabla 17:	Comparación múltiple Duncan para el pH por mezcla	70
Tabla 18:	Comparación múltiple Duncan para el pH por tiempo	71
Tabla 19:	Resultados de la estimación para Y_{max}	73
Tabla 20:	Resumen de diseño	75
Tabla 21:	Análisis de la varianza para Y_{max}	7

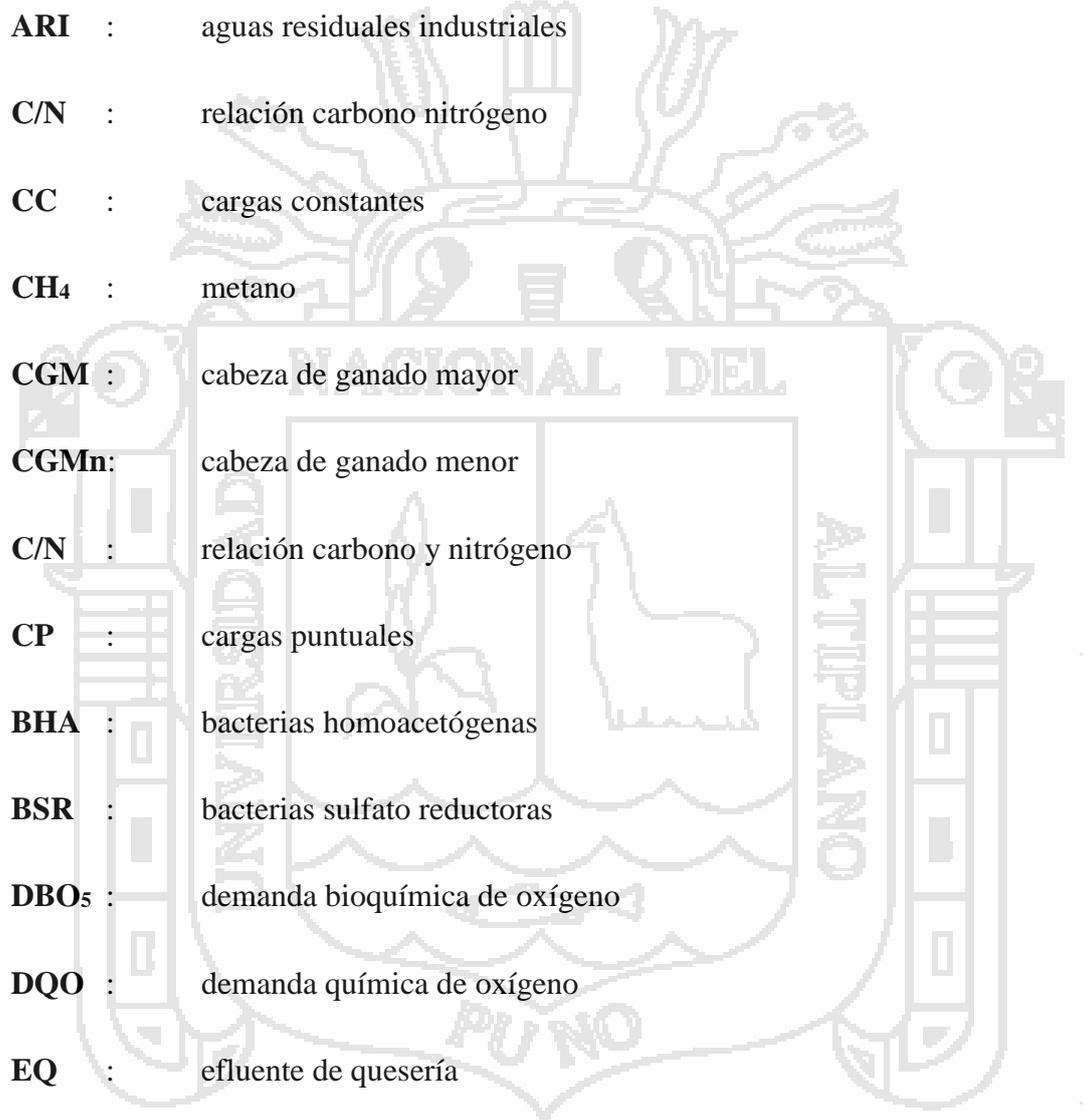


ÍNDICE DE FIGURAS

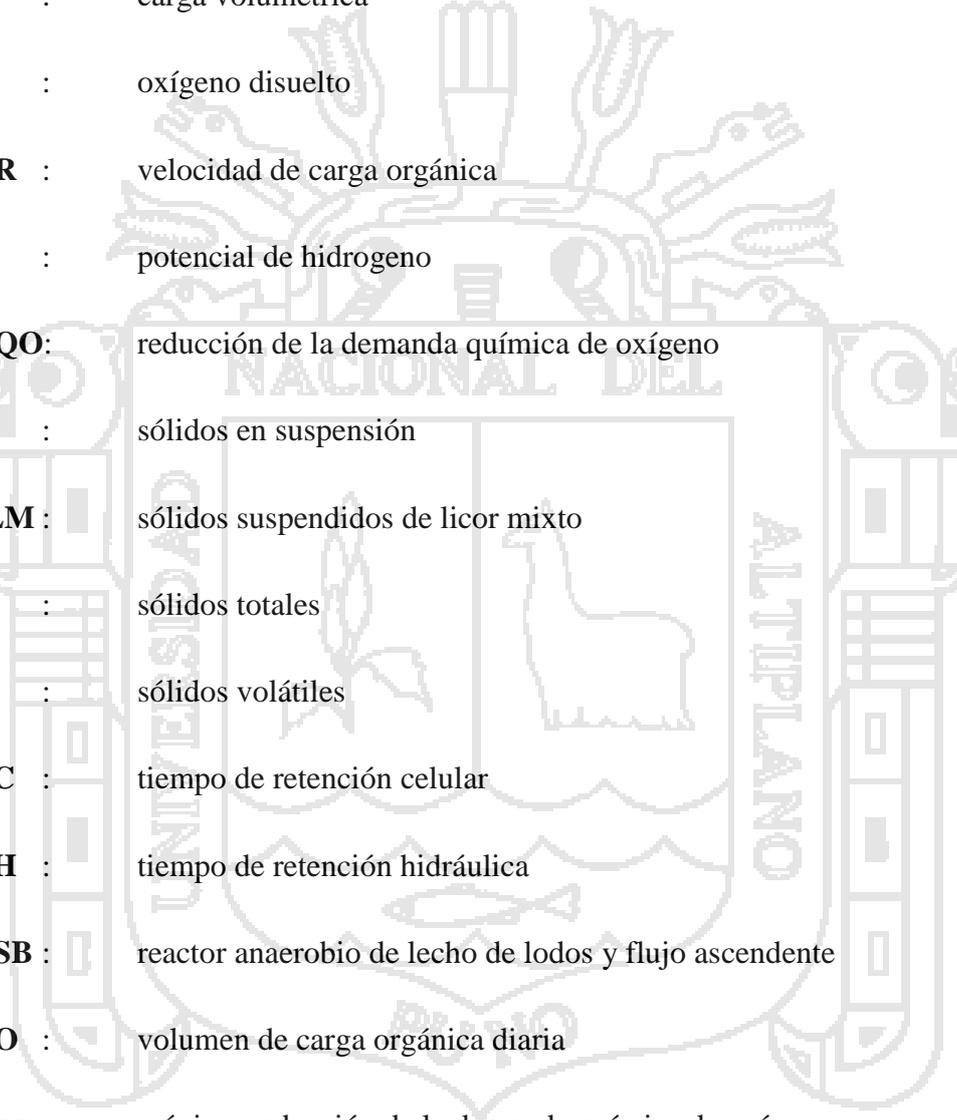
Fig. 1	Crecimiento microbiano dentro de un digestor anaeróbico	24
Fig. 2	Aclimatación de consorcios anaerobios	41
Fig. 3	Módulo de biodigestión anaerobio	44
Fig. 4	Reducción de la DQO con respecto al tiempo de retención hidráulica aplicado al efluente quesero	64
Fig. 5	Reducción de la demanda química de oxígeno de las mezclas aplicados al efluente quesero en mg DQO/L	65
Fig. 6	Variación del pH en el tiempo de retención hidráulica	66
Fig. 7	Reducción de la Demanda Química de Oxígeno con valores predichos	74

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO I	Valores de la Demanda química de oxígeno (mg DQO/L) para el influente y efluente	87
ANEXO II	Porcentaje de reducción de la demanda química de oxígeno	87
ANEXO III	Determinación de la demanda química de oxígeno método de dicromato de potasio	88
ANEXO IV	Variación pH en el tiempo de retención hidráulica	90
ANEXO V	Ingreso de datos para el análisis estadístico ANVA software Statgraphics	91
ANEXO VI	Reducción de la DQO máxima en función del tiempo de retención hidráulica y porcentaje de efluente de quesería	92
ANEXO VII	Reporte de EMSAPUNO	93
ANEXO VIII	Panel fotográfico	94

SIGLA

AGV	:	ácidos grasos volátiles
AR	:	aguas residuales
ARD	:	aguas residuales domestica
ARI	:	aguas residuales industriales
C/N	:	relación carbono nitrógeno
CC	:	cargas constantes
CH₄	:	metano
CGM	:	cabeza de ganado mayor
CGMn	:	cabeza de ganado menor
C/N	:	relación carbono y nitrógeno
CP	:	cargas puntuales
BHA	:	bacterias homoacetógenas
BSR	:	bacterias sulfato reductoras
DBO₅	:	demanda bioquímica de oxígeno
DQO	:	demanda química de oxígeno
EQ	:	efluente de quesería
ER	:	eficiencia de remoción
EV	:	excreta de vacuno
GA	:	grasas y aceites
IVL	:	índice volumétrico de lodos



HD	:	alta densidad
mg/L	:	miligramo por litro
MO	:	materia orgánica
N_{TK}	:	nitrógeno total Kjendahl
L_v	:	carga volumétrica
OD	:	oxígeno disuelto
OLR	:	velocidad de carga orgánica
pH	:	potencial de hidrogeno
RDQO:		reducción de la demanda química de oxígeno
SS	:	sólidos en suspensión
SSLM:		sólidos suspendidos de licor mixto
ST	:	sólidos totales
SV	:	sólidos volátiles
TRC	:	tiempo de retención celular
TRH	:	tiempo de retención hidráulica
UASB:		reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente
VCO	:	volumen de carga orgánica diaria
Y_{max}	:	máxima reducción de la demanda química de oxígeno

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue reducir la demanda química de oxígeno de efluentes de quesería mediante un biodigestor anaerobio, el que se adaptó; se prepararon y caracterizaron mezclas de efluentes de quesería y excreta de vacuno para determinar el porcentaje de mezcla de efluente queso y excreta de vacuno para la mayor reducción de la DQO; los parámetros evaluados fueron DQO y pH del influente y efluente controlados después de 30, 45, 60, 75 y 90 días de haber sido instaladas las mezclas; que consistieron en 100% de efluente de quesería, efluente de quesería 85% más 15% excreta de vacuno y efluente de quesería 70% más 30% excreta de vacuno; los mismos fueron inoculados con un 20% de agua residual urbana previa aclimatación de consorcios anaerobios al efluente queso durante 15 días a 30°C. De las evaluaciones se determinó que la mezcla 70% efluente queso más 30% de excreta de vacuno obtuvo mayor reducción de la DQO en los módulos de biodigestión; llegando a la conclusión que el tiempo de retención, cantidad de sustrato y pH influyen en la capacidad de los tratamientos, lográndose así la capacidad máxima de reducción de la DQO del 69% con un 85% de efluente de quesería más 15% de excreta de vacuno y a 90 días de tiempo de retención. El uso de biodigestores anaerobios puede ser utilizado para tratar efluentes queseros.

Palabras clave: *Demanda química de oxígeno, efluente queso y biodigestor anaerobio.*

INTRODUCCIÓN

Durante la elaboración del queso se obtiene como principal residuo el suero de queso o lactosuero, que es el líquido resultante de la coagulación de la leche durante la elaboración del queso, esto tras la separación de las caseínas y de la grasa, representa el 80 - 90% del volumen de la leche que entra en el proceso. Estos efluentes son los que más contaminación provocan en las queserías si no tienen un aprovechamiento posterior (Badui, 2006).

El lactosuero es el mayor contaminante Agroindustrial y el más severo que existe a nivel ambiental debido a su alta carga de materia orgánica 50 - 80 g DQO/L, 40 - 60 g DBO/L (Kavacik y Topaloglu, 2010) y su alto contenido de cloruro de sodio (2.5-3.5%). Una industria quesera media que produzca diariamente 400 000 L de suero sin depurar está produciendo una contaminación diaria similar a una población de 1 250 000 habitantes (Fournier, Schwitzgubel y Peringer, 1993).

La región de Puno produce 30 000 kg diarios de quesos Paria y tipo Paria (Programa pro-leche, 2014) generando puestos de trabajo en los sectores rurales. Los programas productivos nacionales y locales impulsaron la producción de quesos en las cuencas lecheras, y no consideraron los efectos que ocasionarían los efluentes queseros al ser vertido sin ningún tipo de tratamiento al medio ambiente; el efluente quesero vertido en el suelo incrementa la cantidad de sales y la materia orgánica en la capa arable (30 cm de profundidad), lo que ha provocado la alteración de la porosidad, reducción de la permeabilidad y velocidad de infiltración del agua, generación de malos olores, además de la degradación del paisaje (Talamantes-Esparza, 2009; Villagrana-Alvarado, 2009). Es por todo ello que se planteó el trabajo con el objetivo de reducir la DQO del efluente de quesería mediante un biodigestor anaerobio.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA, ANTECEDENTES Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.1- PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La producción de quesos Paria y tipo Paria en las cuencas lecheras de Puno, tienen distintos tamaños y niveles de desarrollo, por las características de sus pastos y recursos naturales, entre ellos la disponibilidad de agua. En Puno las principales provincias productoras de quesos son Azángaro, Melgar, Huancané y San Román. En conjunto la producción asciende 30 000 kg diarios de quesos Paria y tipo Paria (Programa pro-leche, 2014) y el principal residuo es el lactosuero proveniente de la operación del desuerado generándose aproximadamente 9 kg de lactosuero por kg de queso, este residuo es el mayor contaminante Agroindustrial y el más severo que existe a nivel ambiental debido a su alta carga de materia orgánica 50 y 80 g DQO/L (Kavacik y Topaloglu, 2010) y su alto contenido de cloruro de sodio (2.5-3.5%), el lactosuero junto con aguas utilizadas en las plantas queseras son descargados al drenaje donde llega a ríos y suelos causando un problema serio de contaminación, la descarga continua de este residuo quesero en estos ecosistemas altera sus propiedades fisicoquímicas; el presente trabajo de investigación tiene como objetivo el tratamiento del residuo quesero (lactosuero y aguas utilizadas en la planta) para reducir la alta carga de materia orgánica contaminante medida en DQO mediante el empleo de un biodigestor anaerobio.

1.2. ANTECEDENTES

Los tratamientos bio-lógicos anaerobios son viables para aguas residuales con altos contenidos de materia orgánica ya que no requieren la adición de oxígeno y generan cantidades significantes de energía en forma de metano. Sin embargo, la baja alcalinidad

y alta carga de DQO que representa el lactosuero tienden a acidificarlo rápidamente, conllevando a problemas de estabilidad en el proceso de tratamiento de este tipo de residuales. Los reactores anaerobios de lecho de lodos de flujo ascendente han sido utilizados en las últimas décadas para el tratamiento de este tipo de residuales. Han evaluado concentraciones entre 12 y 60 g DQO/L, obteniendo eficiencias de remoción que varían entre 85 y 99%, con tiempos de retención hidráulicos de 6 días y cargas orgánicas volumétricas entre 2 y 7.3 g DQO/L.d (Demirel, Yenigun y Onay, 2005). No obstante, los inconvenientes en este tipo de tratamientos son los largos tiempos de retención hidráulicos (5-20 días) que deben ser aplicados para evitar problemas de desestabilización y alcanzar eficiencias altas, sobre todo cuando se trata lactosuero no diluido (Ergüder, Tezel, Güven y Demirer, 2001).

Arango y Sanches (2009) realizaron una investigación con el objetivo de evaluar el rendimiento y capacidad de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente para remover la carga de materia orgánica contenido en suero de quesería. Donde utilizó suero de queso procedente de una industria con las siguientes características: 76 000 mg DQO/L, pH 7.2, ST 8.6%, STV 5.8%, nitrógeno total 0.13% y fosforo 0.02%, debido a las características del suero de queso entero la puesta en marcha del reactor fue lenta, alcanzando estabilidad a los 69 días, aplicando una velocidad de carga orgánica en torno a 2 g DQO/L.d, con una adición media de 2 g/L de bicarbonato sódico al afluente. El reactor fue sometido a velocidades crecientes de carga orgánica partiendo de un nivel mínimo de 1.7-18.5 g DQO/L.d. La experimentación se dividió en 10 etapas desarrolladas en 160 días el caudal de alimentación fue de 5 L/d, el TRH de 1.3 días y se trabajó a temperatura ambiente. Los máximos niveles de reducción de la demanda química de oxígeno y de sólidos volátiles alcanzados fueron 98% y 97.2% respectivamente, con una

velocidad de carga orgánica en el reactor de 9.6 g DQO/L.d, observándose una reducción en la eficiencia de remoción de la DQO hasta niveles de 77%, así mismo a velocidades superiores de 11.9 g DQO/L.d se reduce el porcentaje de eliminación de DQO y de sólidos totales volátiles. Con velocidades de carga orgánica superiores al valor mencionado las concentraciones de DQO en el efluente presentaron una respuesta a la sobrecarga orgánica del sistema, obteniéndose en la etapa 10, al operar con una velocidad de carga orgánica de 18,5 g DQO/L.d, una concentración de DQO en el efluente de 5 706 mg/L. No obstante, nunca es conveniente operar a la velocidad de carga máxima, sino a una velocidad de carga que garantice la estabilidad de la operación.

Guerrero, Castilla, Cárdenas, Gómez y Castro (2012) realizaron una investigación titulada “Degradación anaerobia de dos tipos de lactosuero en reactores UASB”, con el objetivo de evaluar la degradación anaerobia de lactosuero ácido y del producido después de la elaboración de requesón, para la obtención de metano. Utilizaron 2 reactores UASB de 2.5 L de volumen, se inocularon con 1/3 de su volumen, el inóculo contenía 26,3 g SSV/L, que fue obtenido de la PTAR de una industria quesera del municipio de Tulancingo y TRH 1 día. Un reactor fue alimentado con lactosuero denominado de requesón y el segundo con lactosuero ácido con las siguientes características: 52.8 g DQO/L, pH 6.8, grasa 0.18%, proteína 0.49%, lactosa 4.1%, ST 5.13% y sales minerales 0.36%; 72.6 g DQO/L, pH 5.18, grasa 0.6%, proteína 1.13%, lactosa 4.39%, ST 6.5% y sales minerales 0.38% respectivamente. Ambos lactosueros fueron diluidos con agua corriente para tener una concentración de DQO total de 1 g/L correspondiente a una COV de 1 g DQO/L.d. Los reactores se operaron durante 84 días (lactosuero de requesón) y 95 días (lactosuero ácido debido a que este lactosuero contiene una mayor cantidad de sólidos totales, lactosa, proteína y grasas), con una concentración de 1.0 y 2.5 g DQO/L

en 3 etapas. Los reactores alimentados con lactosuero de requesón y ácido a 1g DQO/L tuvieron eficiencias de remoción promedio de 76.0 y 77.3% y máxima de 90.7 y 100%, con una producción de metano promedio de 0.30 y 0.43 L/d, respectivamente, en esta primera etapa con el objetivo de la aclimatación de los microorganismos, hasta el día 38 para el requesón el pH se mantuvo en 5.6-7.35 y para el ácido 33 días el pH se mantuvo en 6.6-8.2 con bicarbonato de sodio, la segunda etapa a una concentración de 2.5 g DQO/L las eficiencias de remoción promedio fueron de 33.7 y 56.0% y las máximas de 44 y 69% respectivamente, no mostrando un incremento en la producción de metano, en esta etapa no se aumentó bicarbonato de sodio para el requesón por ello del día 39-46 días se observó un descenso del pH en el efluente del reactor generada por una gran cantidad de AGV, los cuales no fueron totalmente transformados a metano la eficiencia de remoción disminuyó hasta un 18% y para el ácido desde el día 34 se siguió aumentando bicarbonato de sodio para mantener el pH entre 7.4-7.7, sin embargo, la eficiencia de remoción disminuyó drásticamente en comparación a la etapa anterior, lo que indica que a pesar de mantener condiciones de pH óptimas para los microorganismos anaerobios estos no tuvieron la capacidad de degradar el lactosuero a estas concentraciones. En una tercera etapa 47-75 días para el requesón y 84 días para el ácido los reactores fueron operados a las condiciones iniciales y presentaron eficiencias de remoción menores a las alcanzadas en la primera condición; manteniéndose la eficiencia de remoción promedio máxima 59 y 62% para el requesón y para el ácido respectivamente. El reactor alimentado con lactosuero ácido mostro una mayor eficiencia de remoción durante las tres etapas en comparación con el reactor alimentado con lactosuero de requesón. Así mismo encontraron que el inóculo y la temperatura tuvieron una influencia marcada en el proceso de degradación.

Hernández (2005) realizó una investigación de tesis titulado “Tratamiento de lactosuero hidrolizado por medio de un reactor UASB”, con el objetivo de remover la materia orgánica del lactosuero hidrolizado proveniente de un biofiltro anaerobio por medio de un tratamiento biológico de tipo UASB. Los parámetros evaluados en el reactor UASB fueron demanda química de oxígeno, azúcares totales, proteína, ion amonio, sólidos suspendidos totales, potencial de hidrogeno del influente y efluente. El reactor UASB utilizado tuvo un volumen útil de 2.5 L y un volumen real de operación de 1.75 L. El reactor fue inoculado al 30% por lodos anaerobios de una planta de tratamiento. Durante esta investigación se aplicaron tres cargas orgánicas a razón de 0.40, 0.60 y 4.30 g DQO/L.d, a una temperatura ambiente de 15-22°C, el reactor presentó una alta eficiencia en la remoción de materia orgánica (85.65%) respecto a la última carga orgánica 4.30 g DQO/L.d, en azúcares la eficiencia fue mayor al 88%; en proteína la degradación fue total; la concentración de amonio fue menor a 270 mg/L: respecto a sólidos suspendidos totales se alcanzó una eficiencia hasta del 79% en la última carga. En cuestión de pH se incrementó en promedio de 6.2 a 7.3.

López Mendoza y López Solís (2009) ejecutaron una investigación con el objetivo de seleccionar alternativas técnicas y tecnologías para diseñar y operar digestores para obtener biogás de forma anaeróbica. Para la realización se desarrolló de manera completa una metodología de cálculo, diseño y construcción de un biodigestor que emplea residuos sólidos orgánicos municipales como materia prima para la producción del biogás, el biodigestor consiste en un tubo de PVC con las dimensiones 0.762 de diámetro y 1.90 metros de altura, siendo un volumen total de 775.2 L, mismo que se recubrió con fibra de vidrio, por el desgaste que tenía por otros usos. Se trabajó a temperatura de biodigestión mesofílico (20-40°C), tiempo de retención 30 días, pH 7 que varía con el

tiempo y temperatura en la que se opera. Con la finalidad de establecer el grado de conversión de la materia orgánica para la obtención de metano y dióxido de carbono, se efectuaron pruebas para determinar la DQO en la mezcla de alimentación del influente 4 560 mg DQO/L y efluente de salida del biodigestor 2 560 mg/L. Se realizó el cálculo teórico de la producción de gas metano, como la teoría de que 1 kg de DQO produce 350 L de CH₄, considerando los datos de volumen máximo de proceso 775.2 L y tiempo de retención de 30 días, el flujo diario fue de 25.84 L diarios, así mismo la DQO consumida en la biodigestión es 2 000 mg DQO/L con este dato se pudo determinar la producción diaria de metano de 0.05168 kg. DQO y con la relación teórica se determina que la producción diaria de metano fue de 0.018 m³ CH₄. Como el tiempo de estabilización para estos tipos de reactores es de aproximadamente de 45-60 días y con los datos aportados por el análisis de DQO. La degradación de la materia orgánica fue de 50% de eficiencia y el tiempo de retención de 30 días.

Ocaña (2011) realizó una investigación titulada “Biodigestor Anaerobio de laboratorio”, que consiste en 4 experimentos con las siguientes características: experimento 1, 25°C y 15 días de duración, no se hace recarga, experimento 2, 25°C y 30 días de duración, no se hace recarga, experimento 3, 30°C y 30 días de duración se recarga a los 15 días, experimento 4, 35°C y 30 días de duración se recarga a los 15 días; con el objetivo de analizar la producción de biogás a diferentes temperaturas de digestión. El substrato utilizado fue estiércol de vacuno obtenido de una granja de Soto de Agües, se han controlado parámetros de pH, la DQO y volumen de producción de biogás. Se obtuvieron los siguientes resultados: la eficiencia de remoción de DQO es mejor a mayor temperatura siendo los experimento 1 y 2 a 25°C, experimento 3 a 30°C y experimento 4 a 35°C, como resultados de eficiencia de remoción de DQO son 57.2, 63.0, 64.7 y 68.9%

respectivamente; en lo respecto al producción de gas con respecto al pH medio 7.14, 6.47, 6.43 y 6.97 fue de 0.11, 0.07, 0.15, 0.22 m³ volumen medio respectivamente la producción de biogás aumenta para los valores de pH cercano a 7, mientras que estos van disminuyendo cuanto más nos alejamos de este valor o nos acercamos a valores de pH de 6; en lo que respecta a los valores de gas producido en relación a la temperatura de los experimentos el volumen tiende a aumentar cuando la temperatura aumenta.

Ramos y Hernández (2007) implementaron un biodigestor anaerobio para el manejo de lodos activados con la captura de biogás y usarlos en la generación de energía eléctrica para ser utilizada en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Abasolo. El biodigestor fue adaptado con las siguientes dimensiones 120x80 metros, a una relación de pendiente 1:2, la fosa anaerobia tuvo una profundidad de 6 metros, se recubrió de linner (polietileno de HD 150 de 1.5 mm de espesor y 0.94 g/cm³ de densidad) en base y cobertura, implementando 5 sistemas de agitación a lo largo del digestor y 5 de extracción de sólidos. El biodigestor fue operado con un tiempo de residencia de 33 días en el sistema de cuantificación para biogás, se trabajó a temperatura ambiente de 26°C. Los lodos tratados fueron con las siguientes características 840.85 de DBO mg/L, 3 717.25 de DQO mg/L, pH 7, sólidos sedimentables 600.00 mg/L, sólidos suspendidos totales 8 541.67 mg/L y sólidos totales volátiles 4 977.00 mg/L. Observaron que la producción de biogás obedece una tendencia polinómica con R² 0.9939 así mismo afirman que con este modelo se puede otorgar los tiempos de residencia así como predecir el comportamiento de la producción del biodigestor. La producción significativa comienza a partir del día 5 con una producción de 50 m³/d, la estabilidad se presenta de los días 17 a 27 días con una producción de 274 y 425 m³/d respectivamente, observándose que la máxima producción de biogás se da en el día 23 con una producción

de 435 m³/d, al día 28 el decaimiento comienza a presentarse con una producción de 425 m³/d, hasta el día 32 donde parece haber terminado por la respiración endógena, debido a falta de sustrato o incluso de células por lo que la inoculación debe llevarse a cabo, la DBO reportada después del tratamiento es de 59.17 mg/L. La producción de biogás acumulada hasta el día 30 fue de 7 210 m³/d. Así mismo señala que el desarrollo de los procesos anaerobios en función de la temperatura eleva la eficiencia y acorta los tiempos de retención dentro del biodigestor. Ya que el desempeño del biodigestor es aún más crítico, debido a que depende de la velocidad de reacción para llevar a cabo el proceso.

Zamora (2006) con la finalidad de disminuir la carga de contaminantes alta del suero lácteo, en su trabajo empleo un sistema de tratamiento mixto constituido de un reactor anaerobio de lecho fijo y un reactor aerobio airlift. La construcción de los reactores fueron 2 reactores anaerobios con una relación de altura/diámetro de 4.7 con capacidad de 2 L y los reactores aerobios fueron de capacidad 2 L con una relación de altura/diámetro de 4.45, y columnas de burbujeo con una relación de altura/diámetro entre 4 y 6. El suero lácteo utilizado se sedimentó en conos Imhoff, al sobrenadante se le retiró la grasa de la superficie y se filtró con una malla de algodón y se determinó los parámetros DQO 71 740±13.9 ppm, pH 6.4 ±0.02, sulfatos 850 ppm, fosfatos 1 010 ppm, calcio 4 389.8 ppm, magnesio 82±2.07 ppm, sodio 368±4.6 ppm y potasio 680.6±3.9. Fueron inoculados con consorcios microbianos, capaces de emplear al suero lácteo como fuente de carbono y energía, provenientes de tres fuentes naturales: suelo cercano a una lechería (consorcio A), microorganismos propios del suero (consorcio B) y de la combinación de ambos (consorcio C), los cuales se aclimataron en suero lácteo dulce previamente caracterizado durante un periodo de un mes bajo condiciones anaerobia y aerobias. Se seleccionaron los consorcios que presentaron la mayor capacidad de remoción de la DQO

del lactosuero bajo ambas condiciones, resultando más eficientes el consorcio anaerobio A (45%) y el aerobio B (41%), inoculándose en su reactor respectivo, En el reactor anaerobio se evaluaron 2 diámetros de soporte así como 3 velocidades de flujo, obteniéndose mejores resultados de remoción de la DQO utilizando un diámetro de 1-2 cm y flujo de 1 ml/ min con un 36% de remoción, observándose que conforme transcurre el tiempo de operación la eficiencia de remoción de la DQO aumenta hasta alcanzar un valor constante 36%, una característica observada durante las etapas de selección del diámetro de soporte y la velocidad de flujo fue que a medida que la velocidad de dilución aumenta, la eficiencia de degradación de contaminantes disminuye, esto quiere decir que el tiempo de residencia de los microorganismos en el medio de cultivo no es suficiente para degradar a la materia orgánica. El reactor aerobio se evaluó empleando el flujo seleccionado en el sistema anaerobio obteniéndose una eficiencia del 47%. El reactor aerobio presentó una eficiencia de degradación de la DQO mayor en comparación con el reactor anaerobio de lecho fijo, debido a que bajo condiciones aerobias el oxígeno suministrado ayuda a los consorcios microbianos a llevar a cabo la oxidación de la materia orgánica e inorgánica. Como última etapa, los reactores se acoplaron para formar al sistema mixto anaerobio-aerobio, al evaluar la eficiencia de degradación de la DQO se obtuvo un 75%, siendo más eficiente en la degradación de la DQO con respecto a los sistemas individuales. Para este sistema mixto se observó que durante los 15 días de operación la eficiencia de reducción de la DQO aumentó alcanzando un estado de equilibrio dinámico a partir de los 18 días con una eficiencia máxima de 75%.

1.3.OBJETIVOS

1.3.1. Objetivo General

Evaluar la reducción de la demanda química de oxígeno de efluentes de quesería tratados en módulos de biodigestión anaerobio.

1.3.2. Objetivos Específicos

1. Preparar y caracterizar las mezclas de efluente quesero y excreta de vacuno para la reducción de la demanda química de oxígeno en módulos de biodigestión anaerobio.
2. Determinar el porcentaje de mezcla de efluente quesero y excreta de vacuno para la mayor reducción de la demanda química de oxígeno en módulos de biodigestión anaerobio.
3. Evaluar la máxima capacidad de reducción de la demanda química de oxígeno en función del tiempo de retención y porcentaje de efluente de quesería mediante biodigestión anaerobio.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. AGUAS RESIDUALES

Llamamos aguas residuales a los líquidos procedentes de la actividad humana que llevan en su composición gran parte de agua y que generalmente son vertidos a cursos o masas de aguas continentales o marinas (Seoanez, 1995). Se clasifican en dos tipos principales: urbanas e industriales.

2.1.1. Aguas Residuales Urbanas

Se originan a causa de: desechos humanos y animales, residuos domésticos, restos vegetales, arrastre de lluvias, infiltraciones y residuos industriales. Producen alteraciones en el medio acuático debido a los diversos productos que contienen ya que las áreas receptoras son cada vez menos capaces de asimilarlas (Seoanez, 1995).

2.1.2. Aguas Residuales Industriales

Entre las emisiones procedentes de la industria alimentaria las aguas residuales ocupan el primer lugar, se componen preferentemente de sustancias orgánicas resultantes del tratamiento de las materias primas, así como de los productos químicos empleados en las medidas higiénicas. Las características de los vertidos por elaboración de productos alimentarios son extremadamente variables. La DBO pueden ser tan baja como 100 mg/L o tan altas elevadas como 100 000 mg/L (Wildbrett, 2000).

Para las aguas residuales industriales la bio-degradabilidad resulta más compleja. La factibilidad para degradar compuestos orgánicos más complejos como grasas y aceites o substratos mezclados es de gran importancia ecológica en lo que respecta a los procesos de degradación, algunos compuestos orgánicos están potencialmente sujetos a ataque microbiano pero factores medioambientales o la concentración del substrato puede alterar

su susceptibilidad para su utilización como sustrato en los cultivos mezclados de microorganismos e influyen en la descomposición microbiana (Schonborn, 1986).

En lo referente a cantidad específica de aguas residuales producidas y al contenido orgánico de las mismas se registra notables diferencias entre los diversos sectores como se muestra en la Tabla 1. La rama de producción de quesos representa un papel importante con relación a las aguas residuales producidas, debido a que representa una cantidad considerable en cuanto a la materia orgánica que contienen expresadas en DBO equivalente a un valor aproximado de 52 355 toneladas de oxígeno.

Tabla 1. Cantidades específicas de aguas residuales y valores de DBO

Rama de producción	Cantidad específica de agua residual (m ³)	Carga total/año, DBO (en Ton O ₂)	Unidad de referencia
Sacrificio bovinos	0.5-1.0	13 275	1 CGM
Sacrificio de cerdos	0.1-1.36	10 862	1 CGMn
Tratamiento de leche	1-2	55 528	Ton de leche
Quesos	-	46 000-52 355	Ton de queso
Mosto dulce	0.82-1.42	14 000	Ton de fruta

Fuente: Wildbrett (2000)

2.1.3. Tratamientos de Aguas Residuales

Una planta de tratamiento biológico, si tiene el tamaño adecuado, puede utilizarse para tratar un residuo industrial de fácil descomposición y con alta carga orgánica. Sin embargo, cada uno de estos residuos así como otros residuos orgánicos típicos contienen contaminantes que pueden interferir con el tratamiento efectivo cuando se combinan con aguas negras (Nemerow y Avijit, 1998).

El propósito del tratamiento de las aguas residuales es remover contaminantes que pueden perjudicar el ambiente acuático y en general a los seres vivos. El tratamiento es una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos, los cuales pueden ser

utilizados como pre-tratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario. El pre-tratamiento elimina del agua residual aquellas materias que pueden obstruir las bombas y canalizaciones, o bien interferir en el desarrollo de los procesos posteriores (Nemerow y Avijit, 1998). En el tratamiento primario se separa por medios físicos a las partículas en suspensión no retenidas en el pre-tratamiento para acondicionar el agua para los tratamientos posteriores; en el tratamiento secundario o biológico se utiliza microorganismos para eliminar la materia orgánica disuelta y por último el tratamiento terciario o de desinfección se basa en sistemas físicos, químicos y biológicos que se aplican cuando se desea obtener agua potable (González y Nava, 1995).

Hay parámetros de contaminación orgánica a tomar en cuenta, como son la demanda química y bioquímica de oxígeno, los cuales son los más utilizados y aplicables a las aguas residuales y superficiales. Puesto que muchas plantas de tratamiento de aguas residuales utilizan de alguna forma un tratamiento biológico, es esencial para un funcionamiento satisfactorio que se eviten características extremas en las aguas residuales industriales (Nemerow y Avijit, 1998). El agua residual deberá ser:

Tan homogéneas en composición, forma y caudal como sea posible, libre de bruscos vertidos industriales, más peligrosos.

No muy cargada con materia en suspensión.

Libre de una excesiva acidez o alcalinidad y que no tenga un contenido muy alto de productos químicos que precipiten al neutralizarse u oxidarse.

Que este prácticamente libre de materiales antisépticos, metales o trazas de metales tóxicos.

Que tenga una baja concentración de compuestos con una demanda bioquímica y demanda química de oxígeno altas.

Que el contenido de grasas y aceites sea pequeño.

2.1.4. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales

Se pueden clasificar en dos tipos: los sistemas que emplean procesos fisicoquímicos y los que se sustentan en procesos biológicos. Los procesos biológicos pueden ser llevados a cabo mediante procesos aerobios, anaerobios o una combinación de ambos (mixtos).

Los objetivos principales del tratamiento biológico son estabilizar la materia orgánica, coagular y remover los sólidos coloidales que no sedimentan y que se encuentran en las AR. Dependiendo de las circunstancias locales se pueden incluir otros objetivos tales como la remoción de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, así como de rastros de compuestos orgánicos. En el nivel más fundamental, el tratamiento biológico comprende 1) La conversión de materia orgánica carbonácea disuelta y coloidal en diferentes gases y tejidos celulares, 2) La formación de flóculos biológicos compuestos de materia celular y de los coloides orgánicos presentes en las AR y 3) La subsecuente remoción de dichos flóculos por medio de la sedimentación por gravedad. Sin embargo, se debe tener en cuenta que si el tejido celular producido no se retira por precipitación, éste ejercerá una DBO en las aguas residuales y el tratamiento será incompleto (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.1.4.1. Procesos Aerobios

Someten a cualquier volumen de agua residual a aireación durante un tiempo en el cual se reduce su contenido de materia orgánica y se forma a la vez un lodo biológico. Este lodo está formado por una población heterogénea de microorganismos que cambia continuamente en función de las variaciones en la composición de las aguas residuales y de las condiciones ambientales (Ramalho, 1993).

2.1.4.2. Procesos Anaerobios

Son procesos que se llevan a cabo en ausencia de oxígeno. Los procesos de digestión anaerobia han sido principalmente aplicados a residuos con alta carga orgánica, por ejemplo efluentes de vinos, leche y sus derivados, cervezas o lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales (Montero, Sales y Solera, 2008); involucra la degradación y estabilización de materiales orgánicos bajo condiciones anaerobias por organismos microbianos (Chen, Cheng y Creamer, 2008); este proceso se basa en un consorcio de poblaciones de microorganismos simbióticos e interdependientes, los cuales son capaces de utilizar un diverso espectro de sustratos en la ausencia de oxígeno para la síntesis de productos finales (Ghaly, 1996); esta degradación anaerobia de materia orgánica puede ser llevada a cabo en un amplio rango de temperaturas incluyendo condiciones termofílicas, mesofílicas y psicofílicas. (Tartakovsky, Morel, Dansereau, Perrier y Guiot, 2007).

El proceso anaerobio ha tenido ventajas como la baja generación de lodos, consumo reducido de energía y alta producción de metano. La principal desventaja de la digestión anaerobia es su lentitud. Además, con esta tecnología dos efluentes residuales son producidos: biogás (principalmente metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂) los cuales empleados como una fuente de energía, y otra efluente que podría ser utilizada como un acondicionador de suelos debido a sus propiedades fisicoquímicas (Montero et al., 2008; Orozco, 2005).

De modo que el balance energético entre el sustrato y los productos solo varían en menos de 5% en términos de calorías, y es equivalente en términos de DQO (Orozco, 2005). El balance se expresa matemáticamente como sigue:

$$\Delta S = 4,00\Delta CH_4 + 1,22\Delta X$$

Dónde

ΔS : Sustrato removido, en DQO, mg/L

ΔCH_4 : metano producido, en CH_4 mg/L

ΔX : biomasa anaerobia producida, en SSV, mg/L

Los factores 4,00 y 1,22 son para convertir los mg de CH_4 y biomasa anaerobia en términos de DQO.

La digestión anaeróbica, es complejo, pues requiere de la interrelación de por lo menos cinco clases diferentes de microorganismos, que incluyen Eubacterias y Arqueobacterias, y seis etapas distintas que deben estar sincronizadas para que la relación total, es decir la metanización de sustrato, se cumpla (Orozco, 2005).

2.1.4.3. Bioquímica de la Digestión Anaerobia**2.1.4.3.1. Hidrólisis**

Los complejos orgánicos del agua residual (proteínas, grasas e hidratos de carbono), deben sufrir una hidrólisis, que los convierta en sustratos orgánicos simples, principalmente azúcares, aminoácidos, ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular y alcoholes. Estos sustratos simples pueden ser incorporados en la glucólisis y otros procesos metabólicos básicos que ocurren internamente en las bacterias. La hidrólisis tiene lugar externamente por la acción de los exoenzimas de las bacterias genéricamente conocidas como acidogénicas o fermentativas. La hidrólisis de sustratos solubles simples es muy rápida, pero la de sustratos complejos y/o particulados pueden ser extremadamente lenta (Orozco, 2005). La hidrólisis de los carbohidratos tiene lugar en algunas horas, para las proteínas el proceso toma algunos días y en el caso de la ligno celulosa el proceso es muy lento e incompleto (Pérez, 2010).

2.1.4.3.2. Acidogénesis o Fermentación

En esta segunda etapa los productos solubles de la etapa anterior son convertidos en ácidos orgánicos volátiles de cadena corta y alcoholes producto de la acción de endoenzimas, algunos de los ácidos grasos más importantes que se forman son: ácido acético, propiónico y butírico. Solo el ácido acético formado da origen al 70% de la producción de metano. Las bacterias acetogénicas son las encargadas de la degradación de los ácidos grasos de cadena larga como los ácidos palmíticos y esteáricos para su posterior transformación de ácido acético, este proceso contempla la fermentación de carbohidratos solubles y aminoácidos, cuya finalidad es la producción de ácido acético. Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicas (H_2 y acetato) otros (valeriano, butírico propionato, etc.) necesitan ser transformados en productos más sencillos acetato e hidrógeno, a través de las bacterias acetogénicas (López Mendoza y López Solís, 2009).

En esta primera etapa no habrá prácticamente reducción de la DQO del sustrato puesto que las cadenas orgánicas más complejas se transforman en cadenas más cortas, sin consumo o reducción de la MO presente. Hay una pequeña disminución de la DQO por el fenómeno de respiración bacteriana, transformación de MO en metabolitos simples y formación de CO_2 entre otras moléculas simples, para la obtención de energía por parte de las célula para su actividad aproximado de 5% de la energía total (Ocaña, 2011).

2.1.4.3.3. Acetogénesis Acidoclástica

Como los ácidos grasos volátiles distintos del ácido acético, son producto final de la acidogénesis en ciertas condiciones y a partir de los ciertos productos, es necesaria su conversión a ácido acético para su posterior metanogénesis, puesto que el ácido acético es la fuente del 70% del CH_4 . Existen otros compuesto que se pueden metabolizar a metano directamente (Metanol, ácido fórmico) pero no son frecuentes en la digestión

anaerobia. Los AGV deben metabolizarse a ácido acético antes de efectuarse la metanogénesis (Orozco, 2005).

2.1.4.3.4. Acetogénesis Hidrogenoclástica

Existe la posibilidad de convertir el H₂ formado en las reacciones acidogénicas y acetogénicas productores de H₂, en ácido acético esta reacción cumple con la función principal al mantener los niveles de H₂ en las condiciones adecuadas para que la digestión anaeróbica proceda. Esta reacción compite con la metanogénesis hidrogenoclástica por el H₂ (Orozco, 2005).

2.1.4.3.5. Metanogénesis

En esta fase se trata de bacterias estrictamente anaerobias, es decir que la presencia de oxígeno molecular las elimina. Se denominan bacterias metanogénicas, y las más importantes son las que transforman los ácidos propanoico y acético, denominadas bacterias metanogénicas acetoclásticas. El otro grupo de metanogénicas, las hidrogenófilas, consumen el hidrógeno generado en la primera parte de la reacción y lo convierten en biogás. Estas últimas bacterias son fundamentales para el equilibrio de las condiciones ambientales de la reacción, puesto que una acumulación de hidrogeno alteraría la biodigestión de la materia orgánica (Ocaña, 2011).

2.1.4.4. Influencia de los Parámetros Ambientales y de Control en el Digestión Anaerobia

2.1.4.4.1. Potencial de Hidrogeno

Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad entre los siguientes valores:

Fermentativo : entre 7.2-7.4

Acetogénicos : entre 7.0-7.2

Metanogénicos : entre 6.5-7.5

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6 ni subir de 8 (Varnero, 2011).

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permitan cierta oscilación. El pH afecta fundamentalmente a la actividad enzimática de los microorganismos, mediante: cambios de estado de los grupos ionizables de las enzimas como el carboxil y amino; alteración de los componentes no ionizables del sistema. Dentro del biodigestor el pH se auto regula con diversos cambios que ocurren durante la digestión. En el primer periodo el pH tiende a bajar debido a la producción de ácidos volátiles, luego de unas semanas este se eleva de acuerdo al actuar de las bacterias metanógenas que al degradar las proteínas aumenta el amonio subiendo el pH (López Mendoza y López Solis, 2009).

El pH de un sistema anaeróbico, operando dentro de los rangos aceptables, es controlado principalmente por la alcalinidad natural del sistema. La destrucción de la materia orgánica, principalmente las proteínas, liberan amoníaco cada mol de nitrógeno orgánico teóricamente genera un equivalente de alcalinidad. El amoníaco reacciona con el dióxido de carbono durante una reacción bioquímica para producir bicarbonato de amonio, el cual contribuye a la alcalinidad (Varnero, 2011).

Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura (Varnero, 2011). Un aumento de la temperatura de digestión tiene el mismo efecto que un aumento del tiempo de retención del sustrato, por lo que mayor temperatura implica un menor volumen del reactor. Además con el aumento de las temperaturas se

acelera el crecimiento de las bacterias y con esto la velocidad de producción de biogás (Ocaña, 2011). Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios.

Tabla 2. Rango de temperaturas y tiempos de fermentación anaerobia

Fermentación	Mínimo	Óptimo	Máximo	Tiempo de fermentación
Psicrofílico	04-10	15-18	20-25	Sobre 100 días
Mesofílico	15-20	25-35	35-45	30-60 días
Termofílico	25-45	50-60	75-80	10-15 días

Fuente: Varnero (2011)

2.1.4.4.2. Relación Carbono/Nitrógeno

Una de las ventajas de los procesos de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los índices de producción de biomasa que presenta los microorganismos anaerobios. Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, y una serie de elementos minerales como S, K, Na, Ca, Mg y Fe que deben de estar presentes a nivel de trazas. Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios considerando una relación C/N entre 15-30/1 y C/P de 75-113/1 (Martí, 2006).

El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de las bacterias metanogénicas. El carbono constituye la fuente de energía y el nitrógeno es utilizado para la formación de nuevas células. Estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1 (Varnero, 2011).

Los materiales con mayor proporción de carbono retenido en moléculas resistentes como la celulosa demandarán mayores tiempos de retención para ser totalmente digeridos (Lara e Hidalgo, 2011).

$$K = \frac{C_1 \times Q_1 + C_2 \times Q_2 + \dots C_n \times Q_n}{N_1 \times Q_1 + N_2 \times Q_2 + \dots N_n \times Q_n}$$

Dónde

K: C/N de la mezcla de materias primas.

C: % de carbono orgánico contenido en cada materia prima.

N: % de nitrógeno orgánico contenido en cada materia prima.

Q: Peso fresco de cada materia, expresado en kilos o toneladas.

2.1.4.4.3. Inoculantes Biológicos

Los microorganismos que llevan a cabo la depuración de aguas residuales han mostrado capacidad de auto inmovilizarse ya sea formando bio-películas o agregados granulares. Este aspecto juega un papel importante que favorece la retención de la biomasa dentro del reactor (Hernández, 2005).

El crecimiento bacteriano dentro de los digestores sigue desde su arranque la curva típica graficada en la Figura 1, donde pueden distinguirse claramente tres etapas: La de arranque (I), la de estabilización (II) y la de declinación (III).

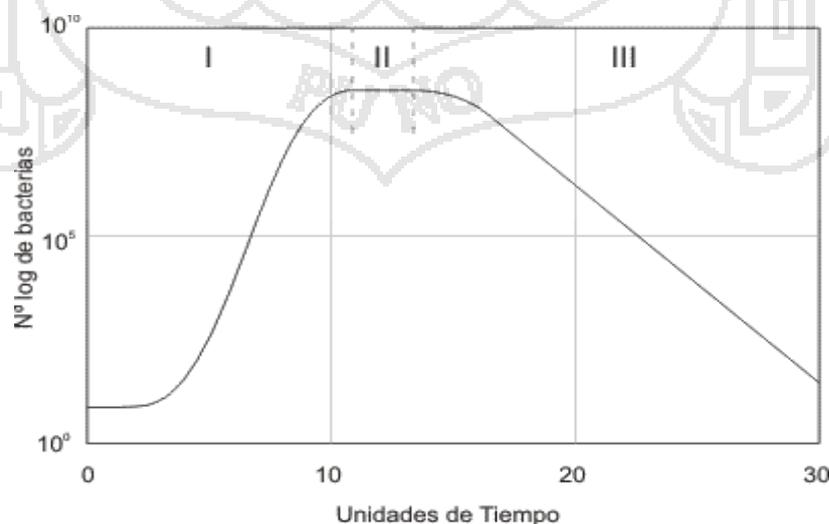


Fig. 1 Crecimiento microbiano dentro de un digestor anaeróbico.

Fuente: Varnero (2011)

La primera etapa puede ser acortada mediante la inclusión de un determinado porcentaje de material de otro digestor rico en bacterias metanogénicas que se encuentran en plena actividad. Los dos factores a tener en cuenta en la inoculación de un digestor son la proporción en que se agrega y la edad del mismo. Cuanto mayor sea la proporción y menor la edad del inóculo, mayor será la eficacia (Varnero, 2011).

2.1.4.4.4. Tiempo de Retención Hidráulica

Representa el tiempo que el efluente está dentro del digestor; en los digestores continuos y semicontinuos el tiempo de retención se define como el valor en días del cociente entre el volumen del digestor y el volumen de carga diaria (Lara e Hidalgo, 2011), Van Velsen y Letting (1980), sugieren para la digestión de desechos con una concentración de sólidos totales por encima de 5% un digestor de flujo continuo con un tiempo de retención de 10 días y operando en condiciones mesófilas.

Tabla 3. Tiempos de retención en distintos tipos de estiércol.

MATERIA PRIMA	TRH (DÍAS)
Estiércol líquido de vacuno	20-30
Estiércol líquido de porcino	15-25
Estiércol líquido de aves	20-40

Fuente: Lara e Hidalgo (2011)

El tiempo de retención está íntimamente ligado con los factores, el tipo de substrato y la temperatura. La selección de una mayor temperatura implica una disminución en los tiempos de retención requeridos y consecuentemente serán menores los volúmenes de reactor necesarios para digerir un determinado volumen de material (Lara e Hidalgo, 2011). Normalmente se trabaja con tiempos de retención entre 10 y 15

días, ello depende de varios factores entre los cuales se encuentran: el tipo de sustrato, volumen del biodigestor, temperatura (López Mendoza y López Solís, 2009).

2.1.4.4.5. Volumen de Carga Orgánica Diaria

Es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el digestor por unidad de volumen, siendo directamente dependiente de la concentración de sustratos y del tiempo de retención fijado. Altas cargas orgánicas conllevan a la acidificación del digestor. El tiempo de retención, junto con el volumen de carga orgánica determinada por el tipo de sustrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor (Martí, 2006).

Tabla 4. Carga volumétrica según a la temperatura

Temperatura °C	Carga volumétrica, kg DQO/m ³ . Día
15	2 a 4
20	4 a 6
25	6 a 12
30	10 a 18
35	15 a 24
40	20 a 32

Fuente: Orozco (2005)

2.1.4.4.6. Tóxicos e Inhibidores

El proceso de digestión anaeróbica es inhibido por la presencia de sustancias tóxicas en el sistema. Estas sustancias pueden formar parte de las materias primas que entran al digestor, sustancias tales como amoníaco, metales pesados, compuestos halogenados, cianuro y fenoles o pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos anaeróbicos sulfuro, amoníaco y ácidos grasos de cadena larga. Es interesante destacar que muchas de las bacterias anaeróbicas son capaces de degradar compuestos orgánicos refractarios (Varnero, 2011).

2.1.4.4.7. Nitrógeno Amoniacal

Durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento (Martí, 2006).

2.1.4.4.8. Niveles de Sólidos Totales y Sólidos Volátiles

Toda la materia orgánica está compuesta de agua y una fracción sólida llamada sólidos totales. El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor es un factor importante a considerar para lograr un buen funcionamiento del proceso (López Mendoza y López Solis, 2009). La movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del substrato se ve crecientemente limitada a medida que se aumenta el contenido de sólidos. Experimentalmente se ha demostrado que una carga en digestores semi-continuos no debe tener más de un 8% a 12% de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso (Varnero, 2011).

La mezcla optima estaría compuesta por un porcentaje de solidos de 6% a 9%, el 49% de materia orgánica biodegradable a los cuales se les denomina solidos volátiles (López Mendoza y López Solis, 2009).

2.1.4.5. Productos Finales de la Digestión Anaerobia

2.1.4.5.1. Abonos Orgánicos

Estos abonos además de nutrir eficientemente los cultivos, se convierten en un restaurador de la flora microbiana del ecosistema del cultivo, además el ácido láctico presente ayuda a eliminar bacterias patógenas. Este biofertilizante puede sustituir a los abonos químicos (Valencia y Ramírez, 2009).

El biol es una fuente de fitorreguladores, que se obtienen como producto del proceso de descomposición anaeróbico de los desechos orgánicos, en uno de los colectores laterales del digester aparece un residuo líquido sobrenadante que constituye el biol (denominación aceptada por la Red Latinoamericana de Energías Alternas). Así mismo el biosol es el resultado de separar la parte solida de fango resultante de la fermentación anaeróbica dentro del fermentador o biorreactor. (Lara e Hidalgo, 2011).

2.1.4.5.2. Biogás

El biogás es un gas compuesto por alrededor de 60 % de gas metano (CH_4) y 40 % de bióxido de carbono (CO_2). Contiene mínimas cantidades de otros gases, entre ellos 1 % de ácido sulfhídrico (H_2S). Es un poco más liviano que el aire y posee una temperatura de Inflamación de 700 °C, y su llama alcanza una temperatura de 870 °C Su poder calorífico promedio es de 5 000 kcal. Un metro cúbico de biogás permite generar entre 1,3-1,6 kWh, que equivalen a medio litro de petróleo, aproximadamente. El biogás puede ser utilizado como cualquier otro combustible, tanto para la cocción de alimentos,

en sustitución de la leña, kerosene, gas licuado, etc. (Guardado, 2006). En la Tabla 5 se muestra la composición química del biogás.

Tabla 5. Composición del biogás

Gas	% del total
Metano (CH ₄)	50-70
Dióxido de Carbono (CO ₂)	30-40
Hidrogeno (H ₂)	1-10
Nitrógeno (N ₂), Amoniaco(NH ₃)	1-6
Oxido nítricos (NO _x)	
Sulfuro de hidrogeno (H ₂ S), otros	Trazas

Fuente: Lara e Hidalgo (2011)

2.2. LACTOSUERO

El lactosuero se obtiene durante la elaboración del queso tras la separación de la caseína, constituye aproximadamente el 85-95% del volumen de la leche y contiene la mayor parte de los compuestos hidrosolubles de ésta, se compone principalmente de lactosa, proteínas, grasas y minerales, con un contenido de materia orgánica entre 40 y 60 g/L de DBO y entre 50 y 80 g/L de DQO (Kavacik y Topaloglu, 2010; Ben-Hassan y Ghaly, 1994), más del 90% de esas demandas se debe a lactosa presente en el mismo (Fournier, Schwitzguebel y Peringer, 1993).

Según Rondan (2000) los sueros lácteos procedentes de quesería se dividen en dos categorías: sueros ácidos (pH 4.6-4.8) y dulces (pH 5.9-6.4).

2.2.1. Sueros Ácidos

Se producen en su mayor parte en la fabricación de caseína por la incorporación de ácido que produce su coagulación, el más empleado suele ser el clorhídrico. Hay otra parte menor de producción de suero ácido que procede de la coagulación de la caseína,

por la siembra de bacterias lácticas, en la fabricación de quesos de pasta blanda. Presenta una acidez muy elevada que puede llegar a 120° Dornic (Rondan, 2000).

2.2.2. Sueros Dulces

Se obtienen a partir de la elaboración de quesos de pasta prensada utilizando para la coagulación cuajo y quimosina, o bien otros tipos como pueden ser los cuajos de hongos o vegetales. Presentan una acidez no muy elevada comprendida entre 5 a 26° Dornic. La concentración de lactosa es de 70 – 75%, la presencia del ácido láctico es menor que en los sueros ácidos, expresado en 100 g de sustancia seca (Rondan, 2000).

2.2.3. Composición Química del Lactosuero

Su composición varía dependiendo del origen de la leche y el tipo de queso elaborado, pero en general el contenido aproximado es de 93.1% de agua, 4.9% de lactosa, 0.9% de proteína cruda, 0.6% de cenizas (minerales), 0.3% de grasa, 0.2% de ácido láctico y vitaminas hidrosolubles. Cerca del 70% de la proteína cruda que se encuentra en el suero corresponde a proteínas con un valor nutritivo superior al de la caseína, como son β -lactoglobulina, α -lactoglobulina, inmunoglobulinas, proteosa-peptonas y enzimas nativas (Valencia, y Ramírez, 2009). La lactosa es el mayor componente del suero lácteo después del agua, es el principal soluto del suero con aproximadamente el 71%. El segundo componente en importancia de los solutos son las proteínas que constituyen del 9 al 11% (Jelen, 1992).

Tabla 6. Composición del lactosuero

Constituyente	Suero de queso (%)
Sólidos totales	6.4
Agua	93.6
Grasa	0.05
Proteína	0.55

Nitrógeno no proteico	0.18
Lactosa	4.8
Sales minerales	0.5
Calcio	0.043
Fósforo	0.040
Sodio	0.050
Potasio	0.16
Cloruro	0.11
Ácido láctico	0.05

Fuente: Tetra Pak Processing System (2003)

2.2.4. Usos del Lactosuero

Debido a los grandes volúmenes de suero que se producen cada año y a la concentración alta de materia orgánica que contiene, se busca alternativas para la utilización de este residuo industrial o alguno de sus componentes, utilizándose como aditivos en la fabricación de diversos productos como alimento para ganado e infantes, algunas bebidas, confitería, dulces, helados, postres, yogurt, productos de panificación, etc. Sin embargo, las concentraciones altas de lactosa y de sales minerales evitan el uso generalizado del suero en la alimentación de seres humanos (Lund, Norddahl y Ahring, 1992).

A pesar de los usos antes mencionados, aproximadamente la mitad del lactosuero producido a nivel mundial provoca contaminación al ser descargado en el suelo y otros cuerpos de agua o en plantas de tratamiento de aguas residuales (Ben-Hassan, y Ghaly, 1994).

2.2.5. Eliminación Anual de Lactosuero

La producción de lactosuero a nivel mundial genera más de 145 millones de toneladas por año, lo anterior justifica el desarrollo de varios métodos de tratamientos

para este residuo, a pesar de las diferentes posibilidades de la utilización de lactosuero, aproximadamente la mitad del producido a nivel mundial es descartado sin tratamiento (Donoso, Carballo y Ruiz, 2009).

Las aguas residuales de las industrias lácteas son generalmente neutras o poco alcalinas, pero tienen tendencia a volverse ácidas muy rápidamente a causa de la fermentación del azúcar de la leche (lactosa), produciendo ácido láctico, sobre todo en ausencia de oxígeno y la formación simultánea de ácido butírico, descendiendo el pH a 4,5-5,0. La composición de estas aguas incluye sustancias orgánicas disueltas como la lactosa, sales minerales y suspensiones coloidales de proteínas (Rico, Gutiérrez y García, 1991).

Rodríguez (2010) reportó que el efluente quesero dentro de la empresa Menonita (México) dedicado a la producción de quesos generaba $7 \pm 2 \text{ m}^3$ de efluente quesero donde el 59% correspondió a agua de lavado de equipo, utensilios e instalaciones, el 15% al suero sin salar, el 14% al vapor condensado que proviene del calentamiento de las marmitas y el 11% al suero proveniente del prensado, este efluente final poseía una composición de N, GA, ST, SV, STD y cenizas de 0,03, 0,39, 2,05, 1,14, 1,96 y 0,92% respectivamente, el pH de 5,42 y la conductividad eléctrica 15,10 mS/cm, según Esparza (1995) afirma que este parámetro depende de la concentración total de sustancias iónicas disueltas en el agua. Para el caso del lactosuero salado Valverde-Cisneros (2007) reporta la conductividad de 88 mS/cm y pH de 6,05.

2.2.6. Contaminación Ocasionada por los Efluentes del Lactosuero

La producción mundial anual de suero lácteo puede ser estimada a partir de la producción anual de quesos, ya que por 1 kg de quesos producido se generan aproximadamente 9 kg de suero lácteo (Cristiani, 2000).

La descarga del suero continuamente en el suelo puede alterar la estructura fisicoquímica del suelo y disminuir el rendimiento de las cosechas. Además, el nitrógeno del suero es soluble en agua puede lixiviar, proceso mediante el cual las sustancias disueltas son arrastradas por el agua a través de las diversas capas hasta las aguas freáticas, convirtiéndose de esta manera en una amenaza para la salud de animales y humanos (Ben-Hassan y Ghaly, 1994).

2.2.7. Impactos del Efluente Quesero

El agua residual vertida en el suelo incrementa la cantidad de sales y la materia orgánica en la capa arable (30 cm de profundidad), lo que provoca la alteración de la porosidad, reducción de la permeabilidad y velocidad de infiltración del agua, generación de malos olores, además de la degradación del paisaje. Así mismo, los ensayos de germinación con semillas de lechuga demostraron efectos tóxicos que limitan o nulifican la capacidad cultivable del área (Talamantes-Esparza, 2009; Villagrana-Alvarado, 2009).

2.3. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda química de oxígeno es la cantidad equivalente de oxígeno necesaria para degradar la materia orgánica e inorgánica presente en el agua residual (Ocaña, 2011).

La DQO se usa ampliamente para estimar la cantidad de materia oxidable presente en una muestra. Es una medida de los equivalentes de oxígeno de los materiales presentes en la muestra, los cuales se someten a oxidación por medio de un agente oxidante químico fuerte. Así mismo la DQO es la forma por excelencia para medir el grado de contaminación del agua; con frecuencia para un AR determinada se puede correlacionar muy bien la DBO con la DQO lo que es un gran beneficio debido a que la DQO toma solo dos a tres horas para hacerlo mientras la DBO requiere cinco días. La relación

DQO/DBO determina también la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en el agua residual (Orozco, 2005).

2.4. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerida para degradar la materia orgánica disuelta en el agua residual e impone una carga en las unidades de tratamiento biológico de la planta. Hay que aportar oxígeno para que las bacterias puedan crecer y oxidar la materia orgánica. La adición de una carga de DBO producida por un incremento en los vertidos orgánicos exige mayor actividad bacteriana, más oxígeno y una mayor capacidad de tratamiento biológico (Nemerow, 1998).

2.5. SELECCIÓN DE MICROORGANISMOS

Una técnica comúnmente utilizada para lograr la selección de consorcios microbianos es el cultivo de enriquecimiento. En estos cultivos se combinan técnicas tradicionales de selección con el uso de medios de composición química y condiciones ambientales definidas, que en conjunto ejercen una presión de selección. Los cultivos de enriquecimiento resultan del incremento en el número de microorganismos que se poseen tales características y que estaban en el inóculo original. Este proceso involucra a una población microbiana bajo condiciones ambientales que sean propicias para el crecimiento de los microorganismos deseados a bajo condiciones adversas para el crecimiento de los microorganismos no deseados; las técnicas de enriquecimiento pueden llevarse a cabo en cultivos por lote y en cultivos continuos (Starbury y Whitaker, 1987).

2.6. TEORÍA DE ELEMENTOS DE DISEÑO DE BIODIGESTOR

Un digestor anaerobio, también conocido como biodigestor, es un sistema que beneficia a la fermentación de las bacterias presentes en la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, para transformar y producir biogás y fertilizante.

2.6.1. Diseño de Biodigestores

El diseño de los biodigestores debe responder tanto al lugar como el grado de aplicación y a la finalidad de la tecnología. Conociendo la región, la localidad, y el lugar donde va a estar ubicada la planta, y en función al material de carga que se dispone y que se va a tratar, o de acuerdo a las necesidades de producción, se selecciona el sistema de digestión más adecuado, de acuerdo a una secuencia o flujo que permita tener una idea clara del tamaño y forma del digestor necesitado (Guevara, 1996).

2.6.2. Parámetros de Diseño

Los parámetros de diseño son aquellos que se emplean en los procesos básicos y que aparecen en las ecuaciones metabólicas de diseño y de modelación matemática. También existen los llamados parámetros empíricos, que si bien no se deducen de las ecuaciones de diseño, la practica ha demostrado su importancia en la operación y control de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Orozco, 2005).

El volumen requerido por el biodigestor debe ser considerado utilizando la carga volumétrica o por el tiempo de retención hidráulico (Pérez, 2010).

2.6.2.1. Tiempo de Retención Hidráulico

Es el tiempo promedio que transcurre entre que entra y sale un volumen unitario de agua residual. Así teóricamente, en unidades de días, corresponde al volumen del digestor dividido por el caudal introducido a diario, el tiempo de retención hidráulica se puede reducir aumentando la temperatura de trabajo como aumentando la concentración de microorganismos en el reactor (Ocaña, 2011). El t_d en el reactor es de gran importancia, pues define el tiempo promedio durante el cual el sustrato orgánico está sometido a tratamiento (Orozco, 2005).

$$t_r = \frac{V}{Q}$$

Dónde

V: volumen del tanque de digestión

Q: caudal del agua residual

2.6.2.2. Tiempo de Retención Celular

El tiempo de retención celular, se define como el tiempo promedio que las partículas de biomasa permanecen en el digestor antes de ser desechadas. Es claro que t_d y θ_c tienen valores diferentes (Orozco, 2005), si las bacterias son llevadas por la corriente del sustrato que se digiere, el tiempo de retención hidráulica será igual que el tiempo de residencia celular. Si esto ocurre las bacterias no tendrán tiempo de desarrollarse, por lo que no se llevara a cabo la descomposición anaerobia, creándose así el efecto de lavado o Wash-out de las bacterias (Ocaña, 2011).

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X + (Q - Q_w) X_e}$$

Dónde

X : concentración de biomasa en el digestor, mg/L de SSVLM

X_e : concentración de biomasa en el efluente del sedimentador secundario, mg/L de

SSV

Q_w : caudal de lodos de exceso del digestor, L/s ó m^3/s

2.6.2.3. Carga Volumétrica

La carga volumétrica, se define como la cantidad de sustrato que recibe el reactor por unidad de volumen (Orozco, 2005); Representa el volumen necesario para digerir 1 Kg de materia orgánica (Pérez, 2010).

$$L_v = \frac{DQO \times Q}{V} = \frac{S}{t_r} = \frac{S \times Q}{V}$$

Dónde

S : sustrato orgánico en términos de mg/L de DQO.

Q : caudal del agua residual

t_r : tiempo de retención

V : volumen del tanque de digestión

2.6.2.4. Índice Volumétrico de Lodos

El índice volumétrico de lodos, se define como el volumen de sólidos asentados en un cilindro graduado de 1 litro durante media hora, dividido por los lodos suspendidos totales del licor mixto y multiplicado por 1000 (Orozco, 2005).

$$IVL = 1000 \frac{V_a}{SSLM}$$

Dónde

V_a : volumen asentado en ml.

SSLM : lodos suspendidos totales del licor mixto

2.6.3. Componentes de un Biodigestor

El digestor que es una planta de fermentación anaeróbica, para la digestión de materia orgánica y fabricación de biogás, está compuesto por las siguientes partes: (Guevara, 1996)

Cámara de fermentación o cuerpo del digestor.

Cámara de depósito de gas (gasómetro).

Tubo de entrada de materia orgánica.

Cámara de salida de materiales estabilizado o fermentada.

Conducto de gas, lleva el gas para ser usado.

Volumen del Digestor (cámara de fermentación)

$V.C.F.=V.C.T. + (5-10) \% V.C.T.$

$V.C.T.=T.R.H. * V.C.D.$

Dónde

V.C.F.: volumen de la cámara de fermentación

V.C.T.: volumen de la carga total

T.R.H.: tiempo de retención hidráulico

V.C.D.: volumen carga orgánica diaria

2.7. DISEÑO EXPERIMENTAL

Gran parte de los conocimientos de ingeniería y ciencias físico-químicas se desarrollan mediante la realización de pruebas o experimentación. Con frecuencia los ingenieros trabajan en áreas de problemas en las que ninguna teoría científica o de ingeniería tiene una aplicación directa o completa, por lo que la experimentación y la observación de los datos resultantes constituyen la única manera en que puede resolver el problema. Aun cuando puede existir una base significativa de teoría científica subyacente en la que podemos apoyar para explicar los fenómenos de interés, casi siempre es necesario pruebas o experimentos para confirmar que la teoría en realidad es operativa en la situación o entorno en la que se está aplicando (Montgomery, 2006).

2.8. MODELOS DE REGRESIÓN

En muchos problemas, dos o más variables tienen una relación inherente, y es necesario explorar la naturaleza de la misma. El análisis de regresión es una técnica estadística para modelar e investigar la relación entre dos o más variables. Así mismo un modelo puede ser usado para optimizar un proceso (Montgomery, 2006).

Los métodos de regresión se usan para determinar la mejor relación funcional entre las variables (Ibáñez, 2009). Se usa por lo general para predecir observaciones futuras de Y . (Montgomery, 2006). Así mismo para fines de predicción se recomienda un

coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustada) de al menos 70% (Gutiérrez y De La Vera, 2004)

2.8.1. Abusos Comunes de la Regresión

La regresión es de uso generalizado y con frecuencia mal usado. Deberá ponerse atención al seleccionar las variables con las que se construyen las ecuaciones de regresión así como al determinar la forma del modelo. Las relaciones de regresión únicamente son válidas para los valores de las variables de regresión que se encuentran en el rango de los datos originales.



CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. LUGAR DE EJECUCIÓN

El trabajo de investigación se realizó en el invernadero de la Facultad de Ciencias Agrarias, que cuenta con un área de 20 m², el trabajo se instaló en un área de 3 m² para la experimentación y evaluación durante los meses abril, mayo, junio y julio del 2014. Los análisis fisicoquímicos se realizaron en el Mega-Laboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano Puno- Área Medioambiente y en el laboratorio de Control de Calidad de la Facultad de Ingeniería Química.

3.2. MATERIAL EXPERIMENTAL

3.2.1. Efluente Quesero

Los efluentes de quesería utilizados para los tratamientos, fueron recogidos de la planta quesera Juliandino- Huata. Estos efluentes provienen de la etapa del desuerado, proceso de lavado y del proceso de salado, se recogieron un día antes de la carga y se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta su utilización.

3.2.2. Aguas Residuales Urbanas

El agua residual urbana se utilizó con el fin de obtener un inóculo representativo de la micro flora natural presente en el agua residual urbana procedente de la laguna de oxidación Espinar, esta agua residual bruta se recogió a medio metro de la entrada a la segunda etapa de tratamiento entre los puntos de muestreo 4 y 5 (ver Anexo VII), en recipientes de plástico y se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta su utilización.

3.2.3. Aclimatación de Consorcios Anaerobio

Se llevó a cabo una aclimatación en efluente quesero a 30°C bajo condiciones anaerobios en cuatro matraces Erlenmeyer de 5.0 litros conteniendo 1.2 litros de efluente quesero y 3.8 de agua residual urbana proveniente de la laguna Espinar. La aclimatación se realizó durante un periodo de 15 días como se muestra en la Figura 2.



Fig. 2 Aclimatación de consorcios anaerobios

Fuente: Elaboración propia (2014)

3.2.4. Excreta de Vacuno

La excreta de vacuno fue recogida en bolsas de polietileno de un corral del distrito de Huata y fueron refrigerados a 4°C hasta su utilización, el tipo de alimentación de los vacunos fue a base de alfalfa y pastos naturales.

3.2.5. Material General de Laboratorio

- El agua destilada empleada en la preparación de soluciones acuosas fue agua bidestilada-MEDIFARMA.
- El material de vidrio utilizado en todos los análisis fue de calidad “Pyrex” o similar.
- Para conservación de las muestras se usó una refrigeradora coldex a $4 \pm 1^\circ\text{C}$.

- Para pesar se utilizó una balanza de precisión marca Mettler Toledo, modelo AB 204.
- Las determinaciones de pH se realizaron con pH-metro marca Fisher Science education, modelo Pen-S96275A.
- Para la determinación de sólidos totales disueltos y conductividad se usó un conductímetro marca HACH-Sension5.
- La incubadora utilizada fue de tecnopor y triplay, con instalaciones eléctricas hasta las bombillas, control de intensidad de un timer y termómetro.
- Para los secados se usó una estufa marca Shelden Manufacturing modelo 1300 U-2 y un horno mufla marca Bearnstead Thermolyne modelo Furnace 1400.
- En la determinación de la demanda química de oxígeno se empleó un termo-reactor marca HANNA HI 839800 con sus respectivos tubos de ensayo.
- En la determinación del nitrógeno orgánico, las muestras se llevaron a digestión y se destilaron en una unidad de destilación marca KJELTEC SYSTEM modelo 1002 distilling Unit y se titularon con el equipo Methohm SWISSHADE.

3.2.6. Reactivos

Todos los productos químicos utilizados para el trabajo fueron de calidad reactiva y de la marca “Merck”.

- Ácido sulfúrico (95-97%)
- Dicromato de potasio (99.5%)
- Sulfato de mercurio (99-100%)
- Sulfato de plata (99.5%)
- Sulfato ferroso amoniacal hexahidratada (99%)
- 1.10 fenantrolina monohidratada (99.5%)

- Sulfato ferroso heptahidratado (99%)
- Definilamina sulfato de bario (98%)
- Sulfato de potasio (99%)
- Óxido de rojo de mercurio (99%)
- Tiosulfato de sodio pentahidratado (99.5%)
- Ácido bórico (99.8%)
- Rojo de metilo (96%)
- Azul de metilo eran de calidad reactiva (96%)

3.3. CONDICIONES EXPERIMENTALES

Se utilizó nueve biodigestores anaerobios con un volumen útil de 8.5 litros y un volumen real de operación de 6.8 litros. Los biodigestores fueron inoculados con el 20% de consorcios anaerobios previa aclimatados al efluente quesero (mezcla de los efluentes del proceso del desuerado, lavado y lavado 60%, 30% y 10% respectivamente según el proceso de producción de quesos que emplean en la planta Juliandino-Huata). Con el efluente quesero se trabajó tres mezclas que consiste en: mezcla 1 efluente de quesería 100%, mezcla 2 efluente de quesería 85% más 15% excreta de vacuno y mezcla 3 efluente de quesería 70% más 30% excreta de vacuno, se trabajó a temperatura ambiente del invernadero de la Facultad de Ciencias Agrarias (8-35°C). En la Tabla 7 se muestra la descripción de las mezclas que se le realizaron al efluente quesero.

Tabla 7. Descripción de las mezclas

Mezclas	Inoculante Consortios anaerobios (%)	Total de mezcla	
		EQ%	EV%
1		100	0
		100	0
		100	0
2	20	85	15
		85	15
		70	30
3		70	30
		70	30
		70	30

Fuente: Elaboración propia (2014)

3.3.1. Adaptación de Biodigestores

Para la construcción de los biodigestores se utilizó nueve recipientes de plástico de 8.5 litros como se observa en la Figura 3, los cuales estuvieron acondicionados de la siguiente forma: un agujero en la tapa para conectar un tubo de ½ pulgada hacia el exterior con la finalidad de extraer los gases que se producen, esta fue conectada a un recipiente con agua; un agujero en la parte superior plana para conectar un tubo de ½ pulgada hacia el interior con la finalidad de distribuir la carga orgánica (influyente); un agujero en la parte lateral frontal para conectar un tubo de ½ pulgada con su respectiva llave de paso hacia el exterior para poder extraer muestras para los análisis. Los agujeros fueron sellados herméticamente, la tapa y las conexiones realizadas en la construcción de los biodigestores fueron acondicionadas con cinta teflón, para evitar cualquier tipo de ingreso de oxígeno.



Fig. 3 Módulo de biodigestión anaerobio

Fuente: Elaboración propia (2014)

3.3.2. Toma de Muestras

A lo largo de todos los muestreos se tomaron, alícuotas de 250 ml de los distintos tratamientos. Para el análisis de DQO, ST, SV, C y N las muestras se conservaron a 4°C y el pH fue determinado al instante.

3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS

3.4.1. Variables de Estudio

Independientes

- Tiempo de retención hidráulico en días: 30, 45, 60, 75 y 90 días.
- Porcentaje de mezcla de efluente de quesería.

Mezcla 1: 100% efluente quesero.

Mezcla 2: 85% efluente quesero más 15% excreta de vacuno.

Mezcla 3: 70% efluente quesero más 30% excreta de vacuno.

Dependiente

- Porcentaje de reducción de la demanda química de oxígeno.

3.1.1. Experimentos Multifactoriales

Muchos experimentos toman en cuenta más de dos niveles en cada uno de sus factores. En este experimento veremos el caso donde se tienen 3 niveles de factor mezcla y 5 niveles de factor tiempo de retención hidráulica, acomodados en un experimento factorial. En general, se tendrá un total de 15 observaciones, con 3 réplicas del experimento completo.

El modelo estadístico que representa el diseño experimental es la siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \delta_i + \gamma_j + (\delta\gamma)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Dónde

μ : Media general

δ_i : Es el efecto debido al i -ésimo nivel del factor mezcla.

γ_j : Es el efecto del j -ésimo nivel del factor tiempo de retención hidráulica.

$(\delta\gamma)_{ij}$: Representa al efecto de interacción en la combinación entre mezcla y tiempo de retención hidráulica.

ε_{ijk} : Es el error aleatorio que supone sigue una distribución con media cero y varianza constante σ^2 y son independientes entre sí.

El análisis estadístico se realizó por medio de software Statgraphics, de la forma como se muestra en el Anexo V. Estos datos observados se sometieron a un análisis de varianza (ANVA), para detectar si existe significancia o no, la prueba de comparación múltiple a $P \leq 0.01$.

3.5. METODOLOGÍA DE MEDICIÓN Y EVALUACIÓN

3.5.1. Reducción de la Demanda Química de Oxígeno

La reducción de la demanda química de oxígeno se determinó de la siguiente manera:

$$\% \text{ de reducción de DQO} = 100 - \left[\left(\frac{PS}{PE} \right) \times 100 \right]$$

Siendo

PE : DQO a la entrada del biodigestor.

PS : DQO a la salida del biodigestor.

3.5.1.1. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno

Se determinó por medio del método de APHA, AWWA, WPCF. (1995).

Para el análisis se utilizó el método del dicromato, la materia orgánica generalmente se destruye mediante ebullición con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico. En una muestra sometida a reflujo con cantidades conocidas de dicromato de potasio y ácido sulfúrico, el exceso de dicromato se titula con sulfato amónico ferroso y la cantidad de materia oxidable medida como equivalente de oxígeno es proporcional al dicromato de potasio consumido.

Preparación de Soluciones

Solución Digestora

Se disuelve 12.259 g $K_2Cr_2O_7$, patrón primario, previamente secado a $103^\circ C$ durante dos horas y 33.3 g de $HgSO_4$ en agua destilada adicionando 167 ml de H_2SO_4 se diluye a 1000 ml en un frasco volumétrico.

Reactivo de Ácido Sulfúrico, Ag_2SO_4

Se disuelve 22.5 g de sulfato de plata en 2.5 litros de ácido sulfúrico. Para su completa disolución se requiere dos días.

Solución Titilante de Sulfato Ferroso Amoniac (F.A.S.) 0.1 N

Se disuelve 39 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada. Se adiciona 20 ml de H_2SO_4 concentrado, se enfría y diluye a 1000 ml. Se estandariza esta solución diariamente contra una solución estándar de dicromato de potasio.

Estandarización

Se diluye 10 ml de solución estándar de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a cerca de 100 ml. Se adiciona 30 ml de H_2SO_4 concentrado y se enfría. Se titula con la solución de sulfato amónico ferroso, usando de 2 a 3 gotas de indicador ferroina.

$$\text{Normalidad} = \frac{\text{ml } \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \times 0.25}{\text{ml } \text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2}$$

Indicador Ferroina

Se disuelve 1.485 g de 1.10-fenantrolina monohidrata, junto con 695 mg de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ en agua destilada y se diluye a 100 ml.

Procedimiento para la determinación de la DQO

- Se pone 2.5 ml de la muestra en un tubo de digestión marca HACH, y preparar el blanco con agua destilada
- Añadir 1.5 ml de la solución digestora
- Se agrega 2.5 ml del ácido sulfúrico que contiene sulfato de plata
- Se coloca la tapa del tubo y se agita la solución para producir una buena mezcla
- Se pone el tubo en un block de calentamiento a 150°C durante dos horas, enfriar y determinar el dicromato residual por titulación.

$$\text{mg/L DQO} = \frac{(A - B) \times N \times 8000 \times F}{\text{ml de muestra}}$$

Siendo

DQO : demanda química de oxígeno.

A : ml de sulfato ferroso amoniacal usado para titular el blanco.

B : ml de sulfato ferroso amoniacal usado para titular la muestra.

N : normalidad de sulfato ferroso amoniacal.

F : factor de dilución.

3.5.2. Determinación del Potencial Hidrógeno

Se determinó por medio del método que utiliza el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Se calibra el potenciómetro marca Fisher Science educación Pen-S96275A con las soluciones buffer de 4 y 7 en el orden correspondiente.

Procedimiento:

- Introducir el electrodo en la muestra y registrar la lectura.
- Lavar el electrodo con agua destilada.

3.5.3. Determinación de Carbono

Se determinó por medio del método que utiliza el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

El método para determinar carbono orgánico se utilizó el método del dicromato, tanto el carbono que se encuentra en distintos niveles de oxidación dentro de la materia orgánica, como el oxígeno e hidrógeno constitutivos de la misma, pueden reaccionar con el dicromato en diferente sentido y proporciones.

Preparación de Soluciones

Solución Digestora 1N

Se disuelve 49.036 g $K_2Cr_2O_7$, patrón primario, previamente secado a $103^\circ C$ durante dos horas y 33.3 g $HgSO_4$ en agua destilada adicionando 167 ml de H_2SO_4 se diluye a 1000 ml en un frasco volumétrico.

Solución Sulfato Ferroso Amoniacal (F.A.S.) 0.5N

Se disuelve 195 g de $Fe (NH_4)_2(SO_4)_2$, se adiciona 20 ml de H_2SO_4 concentrado, se enfría y diluye a 1000ml.

Solución Difenilamina

Disolver 0.1 g del reactivo analítica defenilamina sulfonato de bario ($C_6 H_5 NHC_6 H_4 -4-SO_3)_2 Ba$ en 100 ml de agua destilada.

Procedimiento para la determinación del carbono:

- Pesar en una balanza analítica 0.0300 g de materia orgánica seca y finamente pulverizado y pasar a un Erlenmeyer de 500 ml.
- Añadir 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1N, y con un movimiento de giro y con cuidado añadir 20 ml de H_2SO_4 . Agitar por un minuto dando un movimiento centrífugo. Dejar en reposo 20-30 minutos.
- Paralelamente hacer un blanco
- Diluir el blanco y la muestra con agua destilada hasta 200 ml
- Agregar 10 ml de H_3PO_4 , enseguida agregar 1 g de NaF y 30 gotas de difenilamina
- Valorar por retroceso con la solución 0.5N de sulfato de ferroso amoniacal hasta que el líquido vire de azul turbio a verde brillante. Anotar el gasto de la solución sulfato ferroso amoniacal.

$$\% C = \frac{(A \times N_1 - B \times N_2) \times \text{meq } C \times 100}{\text{peso de muestra}}$$

Siendo

% C : porcentaje de carbono orgánico.

A : ml de dicromato añadidos para el blanco y la muestra.

B : ml de sulfato ferroso amoniacal usado para titular la muestra.

meq C : miliequivalente del carbono 0.003 g/meq.

N₁ : normalidad del dicromato.

N₂ : normalidad de sulfato ferroso amoniacal.

Hallar la normalidad del sulfato de ferroso amoniacal en relación del blanco.

$$N_2 = \frac{10}{\text{gasto sulfato ferroso amoniacal en el blanco}}$$

Nitrógeno Orgánico

Se determinó por medio del método que utiliza el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

El método utilizado es Kjeldahl, el método se basa en la conversión de todas las formas de nitrógeno, tanto orgánica como inorgánica, en nitrógeno amoniacal, mediante una combustión húmeda con ácido sulfúrico concentrado, en presencia de sales que elevan el punto de ebullición del ácido, y de sustancias reductoras, cuando la muestra contiene nitrógeno nítrico. El nitrógeno amoniacal producido, junto con el presente en la muestra, se destila como amoníaco en un medio fuertemente alcalino y se recibe en una solución de ácido bórico, determinándose luego por titulación con una solución valorada de un ácido mineral fuerte, en presencia de un indicador mixto.

Preparación de Soluciones

Reactivo de Digestión

Se disuelve 134 g de K_2SO_4 en 650 ml de agua destilada libre de amoníaco y 200 ml de H_2SO_4 concentrado. Se añade con agitación una solución para la disolución de 2g de óxido de rojo de mercurio en 25 ml H_2SO_4 y 6N. Se diluye la solución a 1000ml. Se mantiene la temperatura encima de $14^\circ C$ para evitar la cristalización.

Solución de Hidróxido y Tiosulfato de Sodio

Se disuelve 250 g de NaOH y 12.5 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en agua destilada libre de amoníaco y se diluye a 500 ml.

Solución de Hidróxido de Sodio al 40%

Se disuelve 400 g de NaOH en 400 ml de agua destilada, dejar enfriar y completar el volumen a 1 litro.

Solución de Ácido Bórico al 2%

Pesar 20 g de ácido bórico, transferirlos a un vaso precipitado de 1000 ml, añadir 400 ml de agua destilada y agitar hasta disolución del reactivo. Completar con agua destilada hasta 1000 ml, agitar para homogeneizar la solución.

Solución Indicadora Rojo de Metilo + Azul de Metileno

Pesar 0.125 g de rojo de metilo y 0.0825 g de azul de metileno transferirlos a un balón aforado de 100 ml, disolver y enrasar con alcohol etílico al 95%. Agitar hasta completa disolución, almacenar en botella oscura.

Solución Valorada de Ácido Sulfúrico 0.1 N

Medir 2.77 ml de H_2SO_4 concentrado (pureza: 96%, densidad: 1,84 kg/L y transferirlos cuidadosamente a un recipiente donde se ha colocado un volumen aproximado de 400 ml de agua destilada, completar a un litro y homogeneizar la solución. Valorar con carbonato de sodio anhidro.

Procedimiento para la Determinación del Nitrógeno:

- Pesar una cantidad próxima a 0.200 g de muestra, con una precisión de 0.02 mg y transferirla cuantitativamente a un balón de Kjeldalh.
- Pesar 1g de catalizador y transferir al balón de Kjeldalh añadir 2.5 ml de H₂SO₄.
- Llevar a digestión bajo una campana de extracción o un equipo adecuado para expulsión de gases de SO_x, se continua hirviendo hasta que la solución sea clara (color paja claro). Luego se digiere por un tiempo adicional de 30 minutos y se enfría.
- Se diluye a 200 ml de agua destilada libre de amoniaco.
- Se transfiere al frasco de destilación y se adiciona 15 ml de hidróxido de sodio al 40 %.
- Se destila y se colecta 150 ml de destilado bajo la superficie de 15 ml de solución de ácido bórico. Se entiende la punta del condensador debajo del nivel de la solución de ácido bórico y no se mantiene el condensador a una temperatura superior de 29°C.
- Se retira el destilado colectado fuera del contacto con el tubo y se continúa la destilación durante 1 ó 2 minutos para limpiar el condensador.
- Determinar el amoniaco por titulación.

$$\% N = \frac{V \times N \times \text{meq N} \times 100}{\text{peso de muestra}}$$

Siendo

%N : porcentaje de nitrógeno orgánico.

V : ml de H₂SO₄ añadidos para titular la muestra.

N : normalidad del H₂SO₄

meq N : miliequivalente del nitrógeno 0.014

3.5.4. Sólidos Totales

Se determinó por medio del método que utiliza el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Procedimiento para la Determinación de Sólidos Totales:

- Se calcina la capsula de porcelana a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante una hora en una mufla.
- Se enfría, deseca, pesa y almacena lista para su uso.
- Se transfiere la muestra medida de 50 ml a la capsula pre-pesada y se evapora utilizando un horno desecador.
- Se seca la muestra evaporada por lo menos una hora a $103^{\circ}\text{C} \pm 105^{\circ}\text{C}$.
- Se enfría la capsula en un desecador y se pesa.

$$\text{mg/L sólidos totales} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

Siendo

A : peso de la muestra + capsula.

B : peso de la capsula.

3.5.5. Sólidos Volátiles

Se determinó por medio del método que utiliza el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Procedimiento para la Determinación de los Sólidos Volátiles:

- Se calcina el residuo producido en la parte de ST a peso constante en horno mufla a una temperatura $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$.
- Alcanzada la temperatura antes indicada, esta se mantiene por 15 ó 20 minutos.
- Se mantiene la capsula de porcelana en el aire hasta conseguir que se enfríe parcialmente y se transfiere al desecador para su enfriamiento en un ambiente seco.
- Se pesa la capsula tan rápido como se enfríe completamente.

$$\text{mg/L sólidos volátiles} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

Siendo

A : peso del residuo + capsula antes de la ignición, mg.

B : peso del residuo + capsula después de la ignición, mg.



CAPÍTULO IV

EXPOSICIÓN Y ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

4.1. Del Objetivo 1: Preparar y caracterizar las mezclas de efluentes de quesería y excreta de vacuno para la reducción de la demanda química de oxígeno en módulos de biodigestión anaerobio

4.1.1. Características del Medio

Debido a que cada agua residual es única en sus características, en el presente trabajo de investigación se llevó a cabo la caracterización del efluente quesero, agua residual urbana y excreta de vacuno, determinando sus principales parámetros fisicoquímicos demanda química de oxígeno, pH, sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos totales disueltos y conductividad a fin de conocer la proporción en la cual se encontraban presentes en el residuo quesero, agua residual y excreta de vacuno.

4.1.2. Características del Efluente Quesero

En la investigación se utilizó la mayor parte del efluente quesero para ello se realizó una mezcla de los efluentes del proceso de desuerado, lavado y lavado 60%, 30% y 10% respectivamente según el proceso de producción de quesos tipo Paria que emplea la planta Juliandino-Huata.

Posteriormente se determinó la DQO, pH, sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos disueltos totales, conductividad, nitrógeno orgánico y carbono orgánico, con el fin de conocer las características fisicoquímicas del efluente quesero utilizado en el trabajo, los resultados se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Composición fisicoquímica del efluente quesero

Parámetros	Efluente quesero	Unidad de medida
DQO	66 400	mg/L
Ph	5.6	[H ⁺]/[OH ⁻]
ST	5.59	%
SV	3.39	%
STD	1.95	%
Conductividad	32.5	mS/cm
N orgánico	0.08	%
C orgánico	1.97	%

Fuente: Elaboración propia (2014)

El efluente quesero que se usó en el trabajo está compuesto por el 60% del proceso del desuerado, 30% del proceso de salado y 10% del proceso de lavado según el proceso de producción de quesos Tipo Paria que emplea la planta Juliandino-Huata, se determinó una demanda química de oxígeno de 66 400 mg DQO/L, el cual se encuentra en el rango reportado por (Ben-Hassan y Ghaly, 1994) que es de 50 000-80 000 mg/L. En el trabajo, se determinó la DQO como medida indirecta del componente principal del efluente quesero que es la lactosa, compuesto a quien se debe más del 90% de las demandas químicas y bioquímicas que los efluentes queseros generan (Fournier, Schwitzguebel y Peringer, 1993), así mismo el efluente quesero provoca contaminación al ser descargado en el suelo y otros cuerpos de agua o en plantas de tratamiento de aguas residuales (Ben-Hassan, y Ghaly, 1994) como se puede observar en el Anexo VIII.

De acuerdo con la clasificación realizada por Rondan (2000), sueros ácidos (pH 4.6-4.8) y sueros dulces (pH 5.9-6.4), el efluente quesero utilizado en la investigación corresponde a un lactosuero dulce, ya que su valor de pH 5.6 se encuentra más cercano a los rango de sueros dulces.

Rodríguez (2010) reportó que el efluente quesero dentro de la empresa Menonita en México dedicado a la producción de quesos generaba $7 \pm 2 \text{ m}^3$ de efluente quesero donde el 59% correspondió al agua de lavado de equipos, utensilios e instalaciones, el 15% al suero sin salar, el 14% al vapor condensado que proviene del calentamiento de las marmitas y el 11% al suero proveniente del prensado, este efluente presentaba un pH de 5.42 y una conductividad eléctrica 15.10 mS/cm, y en el presente trabajo el efluente quesero tuvo una conductividad eléctrica de 32.5 mS/cm valor mayor al reportado por Rodríguez (2010), así mismo para el caso del lactosuero salado Valverde-Cisneros (2007) reporto la conductividad de 88 mS/cm y pH de 6.05, y según Esparza (1995) este parámetro depende de la concentración total de sustancias iónicas disueltas en el agua, lo que indicaría que el efluente utilizado en el trabajo tuvo sustancias iónicas como cloruro de sodio, ya que el efluente contenía un 30% de suero salado, 60% de suero dulce y un 10% de agua proveniente del lavado.

En el caso de sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos totales disueltos, nitrógeno orgánico y carbono orgánico se obtuvieron los siguientes valores 5.59, 3.39, 1.95, 0.08 y 1.97% respectivamente, estos valores del efluente quesero son mayores a los reportados por Rodríguez (2010); así mismo Arango y Sanches (2009) reportaron para el suero de queso entero los siguientes valores: sólidos totales 8.6%, sólidos volátiles 5.8% y nitrógeno total 0.13%, lo que indica que la variación de los valores obtenidos en el trabajo podrían deberse principalmente al porcentaje de mezcla de efluentes de los diferentes procesos, que se lleva en una planta quesera.

4.1.3. Características del Agua Residual Urbana

Una vez recogido el agua residual urbana de la laguna Espinar se caracterizó sus parámetros fisicoquímicos sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos disueltos totales, conductividad, pH, nitrógeno orgánico, carbono orgánico y demanda química de oxígeno, los resultados se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9. Composición fisicoquímica del agua residual urbana

Parámetros	Agua residual	Unidad de medida
DQO	544	mg/L
pH	7.8	[H ⁺]/[OH ⁻]
ST	0.12	%
SV	0.03	%
STD	1 156	mg/L
Conductividad	2 290	μS/cm
N orgánico	94.51	mg/L
C orgánico	0.02	%

Fuente: Elaboración propia (2014)

Se determinó que el agua residual urbana utilizado en el trabajo presentó 544 mg DQO/L este valor es mayor al reportado por EMSAPUNO cuyos valores del afluente y efluente son 509 y 237 mg DQO/L respectivamente; la variación podría deberse a que no corresponden a los mismos puntos de muestreo en la laguna de estabilización “EL ESPINAR”-Puno, ya que la muestra que se recogió para el trabajo fue entre los punto de muestreo 4 y 5 como se muestra en el Anexo VII.

En el caso del pH y nitrógeno EMSAPUNO reportó, para el afluente 7.41 y efluente pH 7.98, estos valores son cercanos a pH 7.8 que fue determinado en nuestro trabajo. Y en el caso del nitrógeno EMSAPUNO reporto 51.00 y 40.10 mg/L para afluente y efluente respectivamente los cuales son menores al determinado en el trabajo

94.51 mg/L, esto podría ser debido a que el punto de muestreo donde se recogió el agua residual urbana no coinciden.

El valor determinado de sólidos disueltos totales y conductividad del agua residual urbana en el trabajo fue de 1 156 mg/L y 2 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente estos valores son mayores a los reportados por EMSAPUNO sólidos disueltos totales 893 mg/L y conductividad eléctrica 1 785 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.1.4. Características de la Excreta de Vacuno

Antes de la utilización de la excreta de vacuno se determinó algunos parámetros fisicoquímicos sólidos totales, sólidos volátiles, pH, nitrógeno orgánico, carbono orgánico, los resultados se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Composición fisicoquímica de la excreta de vacuno

Parámetros	Excreta de vacuno	Unidad de medida
ST	15.70	(%)
SV	13.28	(%)
pH	8.2	$[\text{H}^+]/[\text{OH}^-]$
N orgánico	0.27	(%)
C orgánico	7.72	(%)

Fuente: Elaboración propia (2014)

La excreta de vacuno utilizado en el trabajo tuvo 15.70% de sólidos totales, 13.28% de sólidos volátiles este valor representa la materia orgánica presente en la excreta de vacuno, pH 8.2, nitrógeno orgánico 0.27% y 7.72% de carbono orgánico.

4.1.5. Obtención y Aclimatación de Consorcios Anaerobio

Una vez recogido el agua residual urbana de la laguna de estabilización “EL ESPINAR”-Puno, esta fue incubada a 30°C en matraces Erlenmeyer de cinco litros y a los 15 días se le añadió el 30% de efluente quesero con el fin de aclimatar al medio

(efluente quesero) durante 15 días, este método fue manejado por Zamora (2006) con la finalidad de que estos consorcios microbianos sean capaces de emplear al suero lácteo como fuente de carbono y energía. Una vez culminado el tiempo de aclimatación anaerobia estas fueron inoculadas de manera estándar en la mezcla 1, mezcla 2 y mezcla 3 con un 20%, Hernández (2005) inoculó con 30% de lodos anaerobios de una planta de tratamiento debido a que este aspecto juega un papel importante favoreciendo la retención de la biomasa dentro del reactor, así mismo Guerrero et al. (2012) afirma que el inóculo influye en el proceso de degradación anaerobia.

4.1.6. Características de las mezclas

En el presente trabajo al efluente quesero se le aplicó tres mezclas con las siguientes descripciones: mezcla 1 que consiste en 100% efluente de quesería, mezcla 2 efluente de quesería 85% más 15% de excreta de vacuno y mezcla 3 efluente de quesería 70% más 30% de excreta de vacuno, así mismo a las tres mezclas se le inoculó de manera estándar con 20% de consorcios anaerobios previa aclimatación. Se les efectuaron pruebas para determinar la demanda química de oxígeno, pH, sólidos totales, sólidos volátiles, nitrógeno orgánico y carbono orgánico en las mezclas de alimentación del influente, a fin de conocer la proporción en la cual se encontraban presentes en cada mezcla, los resultados se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Composición fisicoquímica de las mezclas aplicadas al efluente de quesería

Parámetros	Mezcla 1 (100% EQ)	Mezcla 2 (85% EQ+15% EV)	Mezcla 3 (70% EQ+30% EV)	Unidad de medida
DQO	63 200	54 464	48 800	mg/L
Ph	5.9	6.1	6.3	[H ⁺]/[OH ⁻]
ST	5.32	5.51	5.61	%
SV	4.91	4.96	4.98	%
N orgánico	0.05	0.07	0.09	%
C orgánico	1.59	1.89	2.05	%

Fuente: Elaboración propia (2014)

Fournier y Peringer (1993) afirman que la lactosa presente en el lactosuero es el responsable de más del 90% de la demanda química y bioquímica de oxígeno. Lo que afirmaría que el mezcla 1 que consiste en 100% de efluente queso con una demanda química de oxígeno de 63 200 mg DQO/L tiene mayor porcentaje de lactosa con respecto a la mezcla 2 y mezcla 3 que tienen menor porcentaje de efluente queso, así mismo estas mezclas reportaron menor demanda química de oxígeno de 54 464 y 48 800 mg DQO/L respectivamente.

Los valores de pH para las mezclas fueron: 5.9, 6.1 y 6.3 mezcla 1, mezcla 2 y mezcla 3 respectivamente, Guerrero et al. (2012) Adicionaron bicarbonato de sodio para el tratamiento de suero de requesón y ácido en reactores UASB para mantener el pH entre 5.6-7.35 para el requesón y 6.6-8.2 para el ácido con bicarbonato de sodio, en el trabajo con el fin de realizar tratamientos sin adicionar soluciones alcalinas y de esta manera reducir costos, se mezcló el efluente queso con porcentajes de excreta de vacuno.

Por otro lado la mezcla 3 reporta valores de sólidos totales, sólidos volátiles, nitrógeno orgánico y carbono orgánico más elevados que la mezcla 1 y mezcla 2, esto podría deberse a la variación de los porcentajes de mezcla de efluente queso y excreta

de vacuno para cada mezcla. Ya que los valores para los sólidos totales, sólidos volátiles, nitrógeno orgánico y carbono orgánico para la excreta de vacuno son mayores con respecto al del efluente quesero y el inóculo.

4.2. Del Objetivo 2: Determinar el porcentaje de mezcla de efluente quesero y excreta de vacuno para la mayor reducción de la demanda química de oxígeno en módulos de biodigestión anaerobio

Para establecer la reducción de la DQO se caracterizó al influente y efluente de cada mezcla ver Anexo I.

En la Tabla 12 se muestran los resultados promedio de la reducción de demanda química de oxígeno de las mezclas con respecto al pH y tiempo de retención hidráulica. Como se puede observar la mezcla 2 mostró una mayor reducción de la demanda química de oxígeno durante los primeros 30 días en comparación con las mezcla 1 y mezcla 3.

Tabla 12. Promedio de la reducción de DQO con respecto al pH y tiempo

N° Obs.	Mezcla			pH	TIEMPO (días)	% RDQO
	N° Mez.	% EQ	% EV			
1	M1	100	0	5.9	30	26
2	M2	85	15	6.2	30	43
3	M3	70	30	6.3	30	21
4	M1	100	0	4.8	45	36
5	M2	85	15	4.9	45	50
6	M3	70	30	5.3	45	26
7	M1	100	0	4.8	60	41
8	M2	85	15	4.8	60	56
9	M3	70	30	5.2	60	43
10	M1	100	0	4.8	75	46
11	M2	85	15	4.9	75	62
12	M3	70	30	5.2	75	62
13	M1	100	0	4.9	90	49
14	M2	85	15	4.9	90	64
15	M3	70	30	5.1	90	66

Fuente: Elaboración propia (2014)

Por otro lado las mezclas 2 y 3 mostraron una mayor reducción de la demanda química de oxígeno durante los 90 días, en comparación a la mezcla 1. Esto podría

deberse a la reducción del pH en la mezcla 3, que evita la degradación de la materia orgánica como mencionan Rico, Gutiérrez y García (1991).

La reducción máxima al que se llegó en el trabajo fue 66% de la demanda química de oxígeno con la mezcla 3 que consiste en 70% de efluente quesero más 30% de excreta de vacuno, esta mezcla hasta el día 30 redujo el 21% de la demanda química de oxígeno y la mezcla 2 hasta el día 30 redujo un 43% de la demanda química de oxígeno lo que indica que si la evaluación consistiera en los primeros 30 días la mezcla 2 sería la más eficiente con un 43% de reducción de la DQO.

Orozco (2005) afirma que la hidrólisis de sustratos solubles simples es muy rápida, pero la de sustratos complejos y/o particulados pueden ser extremadamente lenta y la mezcla 3 tuvo mayor cantidad de compuestos complejos como almidón y celulosa que la mezcla 2, debido al mayor porcentaje de excreta de vacuno, esto pudo producir que la mezcla 3 necesitara el doble de tiempo de retención para reducir el mismo porcentaje de reducción de demanda química de oxígeno, como se pudo observar en la Tabla 12.

En la Figura 4 se presenta el gráfico de los promedios de reducción de la DQO para las tres mezclas aplicadas al efluente quesero, controlados a los 30, 45, 60, 75, 90 días de retención hidráulica. Los datos completos determinados de las tres mezclas se reportan en el Anexo II.

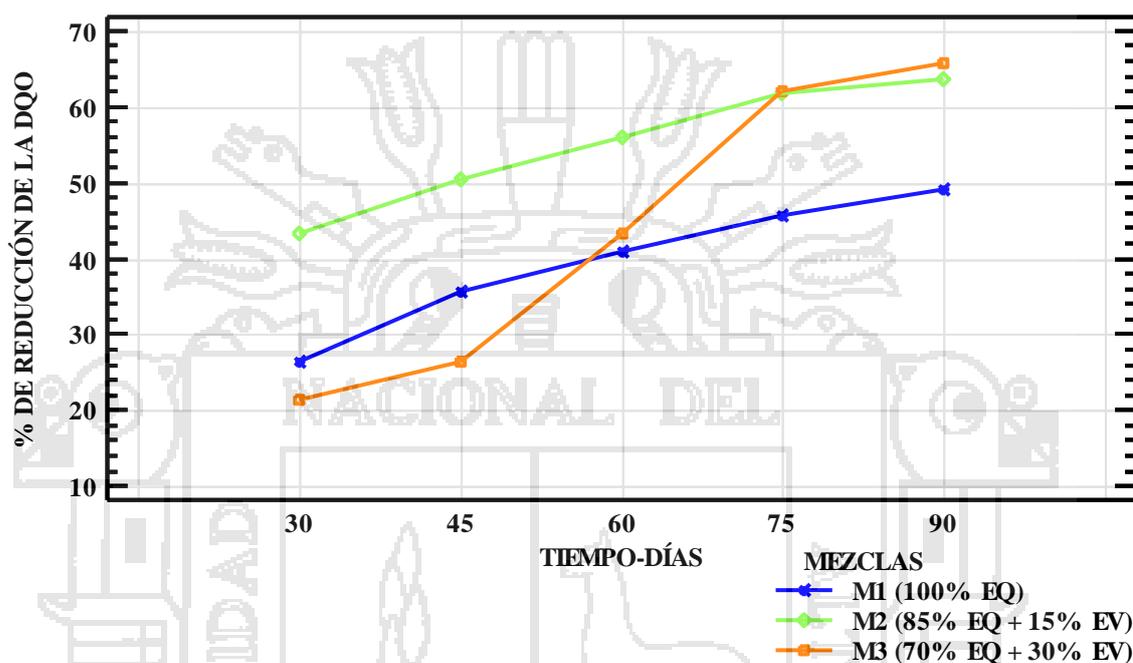


Fig. 4 Reducción de la DQO con respecto al tiempo de retención hidráulica aplicado al efluente quesero.

Fuente: Elaboración propia (2014)

Como se puede observar en la Figura 4 durante los 30 primeros días de operación de la mezcla 2 la reducción de la demanda química de oxígeno fue de 43% valor mayor que la mezcla 1 y mezcla 3. Así mismo se observa que al día 60 las mezclas 1 y 3 alcanzaron a reducir valores cercanos entre si 41 y 43% respectivamente y al día 75 la mezcla 2 y mezcla 3 llegaron a reducir equivalente 62%.

Zamora (2006) logró reducir 36% de la demanda química de oxígeno de suero lácteo puro empleando un reactor anaerobio de lecho fijo, donde observó que conforme transcurre el tiempo de operación la eficiencia de remoción de la DQO aumentó hasta

alcanzar un valor constante, lo que, de la misma manera puede observarse en la Figura 4 que la mayor reducción de la demanda química de oxígeno para la mezcla 1 y mezcla 2 fue en los 30 primeros días y después del día 60 se observa una estabilidad.

La Figura 5 muestra la reducción de la demanda química de oxígeno en mg/L de las mezclas evaluadas a los 30, 45, 60, 75 y 90 días. Los datos completos determinados de la reducción de la DQO en mg/L de las tres mezclas se reportan en el Anexo III.

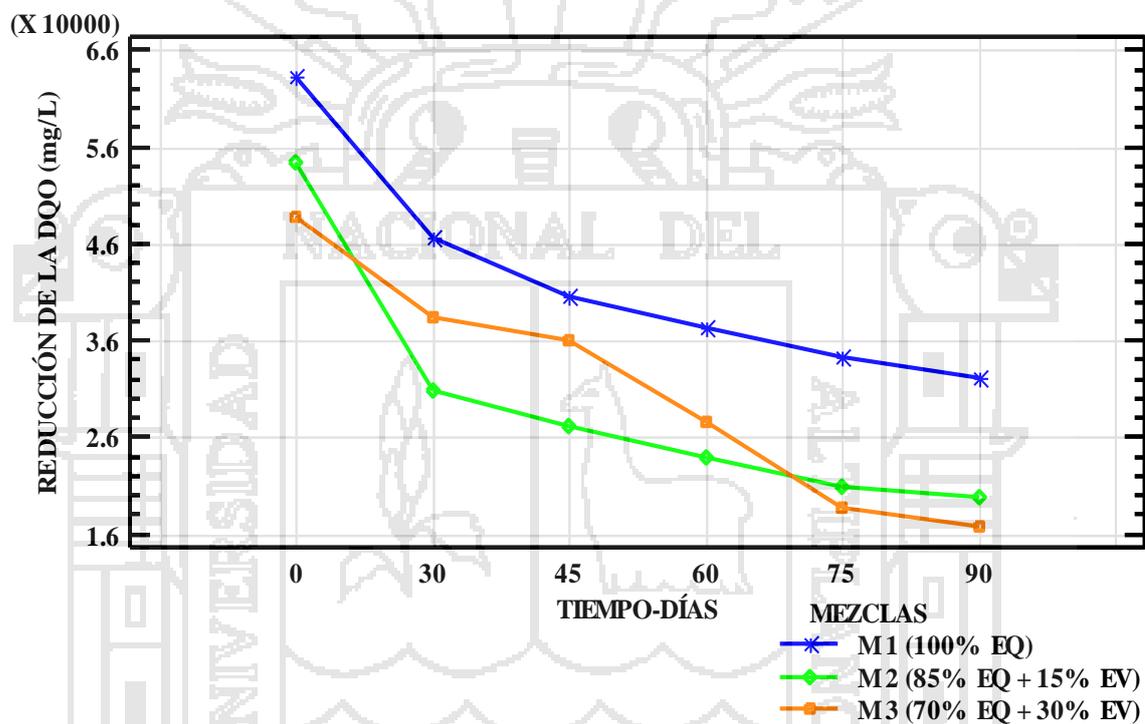


Fig. 5 Reducción de la demanda química de oxígeno de las mezclas aplicadas al efluente quesero en mg DQO/L.

Fuente: Elaboración propia (2014)

En la Figura 6 se presentan los promedios de la variación del pH en las tres mezclas durante los controles de la reducción de la demanda química de oxígeno, los valores completos se muestran en el Anexo IV.

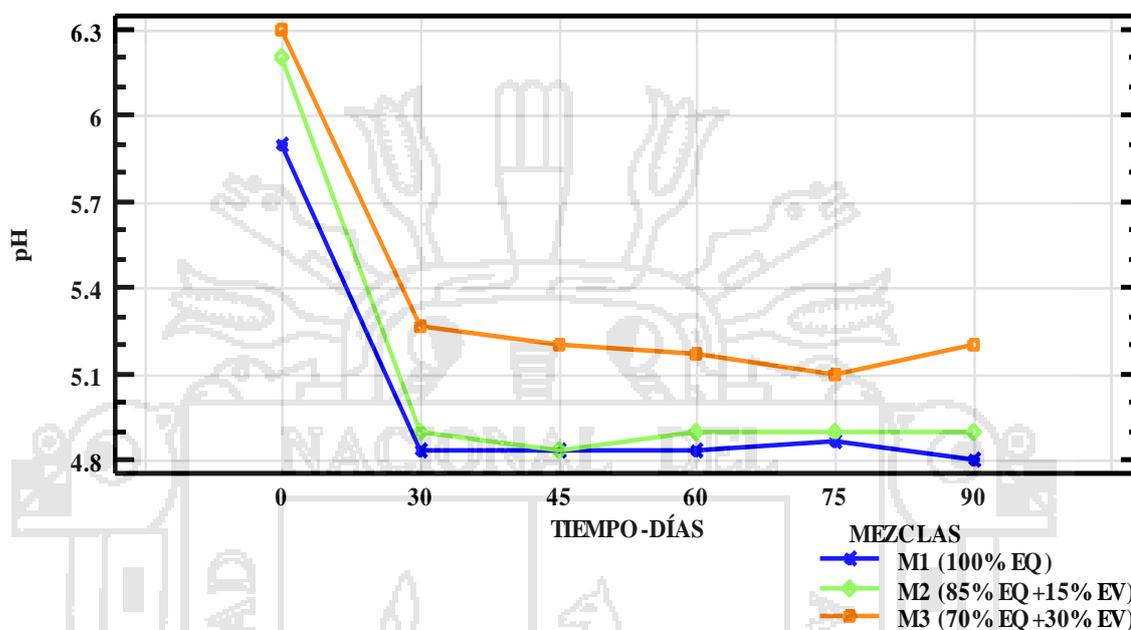


Fig. 6 Variación del pH en el tiempo de retención hidráulica
Fuente: Elaboración propia (2014)

En la Figura 6 se observa que las mezclas iniciaron con los siguientes pH: 5.9, 6.2 y 6.3 mezcla 1, mezcla 2 y mezcla 3 respectivamente, el pH mientras va pasando los días va disminuyendo, Rico, Gutiérrez y García (1991) mencionan que los residuos de la industria láctea son neutras o poco alcalinas que tienden a volverse ácidas (pH 4,5-5.0) debido a la fermentación de la lactosa; el pH para la mezcla 1 al iniciar la digestión fue de 5.9 y a los 30 días disminuyó a 4.8 lo que indica que el efluente quesero en la mezcla 1 tenía un alto porcentaje de lactosa, que en el proceso se fermentó generando ácido láctico y simultáneamente ácido butírico, de esta manera el pH disminuyó y no permitió la bio-degradación rápida de la materia orgánica presente en esta mezcla, por lo tanto controlar este parámetro es fundamental en los procesos anaerobios.

Así mismo se observa que la mezcla que experimenta menor disminución es la mezcla 3. Esto podría deberse a que esta mezcla pudo controlar su pH en forma natural como afirma Varnero (2011), que el pH de un sistema anaeróbico operando dentro de los rangos aceptables, es controlado principalmente por la alcalinidad natural del sistema.

4.2.1. Análisis Estadístico

El análisis estadístico se realizó con la ayuda del programa estadístico Statgraphics Centurión XVI.

En la Tabla 13 se presenta el análisis de varianza (ANVA) para la determinación de la reducción de la demanda química de oxígeno.

Tabla 13. Análisis de varianza para la reducción de la DQO

F. de V.	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Fc	Sig.
A: mezcla	1918,98	2	959,489	814,66	**
B: tiempo	5481,42	4	1370,36	1163,51	**
Interacciones AB	1167,91	8	145,989	123,95	**
Residuos	35,3333	30	1,17778		
Total (corregido)	8603,64	44			

Fuente: Elaboración propia (2014)

De la Tabla 13 podemos afirmar que existe diferencia estadística altamente significativa ($P \leq 0.01$), esto implica que las variables mezcla y tiempo de retención influyen sobre la variable reducción de la demanda química de oxígeno y son dependientes. Por su parte Schonborn (1986) menciona que los factores medioambientales y la concentración de sustrato influyen en la descomposición microbiana, en el trabajo las mezclas tuvieron diferentes concentraciones de sustrato, y por otro lado Ergüder et al., (2001) indica que para evitar problemas de estabilización y alcanzar eficiencias altas son necesarios largos tiempos de retención hidráulico 5-20 días. Así mismo Arango y Sanches (2009) reporta que para la puesta en marcha del reactor

para el tratamiento de suero de queso entero fue lenta alcanzando estabilidad a los 69 días aplicando una velocidad de carga orgánica en torno a 2 g DQO/L.d.

Para el factor mezcla se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14. Comparación múltiple Duncan para la reducción de la DQO por mezcla

Mezcla	Media LS	Significancia
2	55,0±0.280	a
3	43,733±0.280	b
1	39,533±0.280	c

Fuente: Elaboración propia (2014)

La prueba de comparación múltiple Duncan nos indica que la mezcla 2 obtuvo la reducción más alta llegando a reducir el 55%; la cual es estadísticamente superior a las demás mezclas (mezcla 1 y mezcla 3), así mismo se observa que la reducción de la demanda química de oxígeno con respecto a la mezcla son estadísticamente diferentes con un nivel de confianza del 99.0%, esto se debe a las características fisicoquímicas de cada una de las mezclas, condiciones del pH y componentes complejos presentes en las mezclas.

Varnero (2011) afirma que la movilidad de las bacterias dentro del sustrato se ve crecientemente limitada a medida que se aumenta el contenido de sólidos y esto ha podido interferir en la mezcla 3 ya que tiene mayor porcentaje de sólidos totales que las mezcla 1 y mezcla 2.

Así mismo para el factor tiempo se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 15.

Tabla 15. Comparación múltiple Duncan para la reducción de DQO por tiempo

Tiempo (días)	Media LS	Significancia
90	59,444±0.362	a
75	56,444±0.362	b
60	46,778±0.362	c
45	37,444±0.362	d
30	30,3333±0.362	e

Fuente: Elaboración propia (2014)

De la Tabla 15 se distingue que el tiempo del tratamiento en 90 días tiene una alta reducción 59,44% de la demanda química de oxígeno el cual es estadísticamente superior a los tiempos (30, 45, 60 y 75, así mismo se observa que la reducción de la demanda química de oxígeno con respecto al tiempo son estadísticamente diferentes con un nivel de confianza del 99.0%, esto podría deberse a las condiciones del pH, condiciones climáticas y componentes complejos presentes en las mezclas.

En la Tabla 16 se presenta el análisis de varianza (ANVA) para el Potencial de Hidrogeno en las mezclas.

Tabla 16. Análisis de Varianza para el pH en las mezclas

Fuente	Suma de Cuadrados	de Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:tiempo	10.107	5	2.021	606.40	**
B:mezcla	1.083	2	0.542	162.50	**
Interacciones AB	0.15	10	0.015	4.50	**
Residuos	0.12	36	0.003		
Total (corregido)	11.46	53			

Fuente: Elaboración propia (2014)

En la Tabla 16 se presenta el análisis de varianza (ANVA) para la determinación de la variación del pH en las mezclas el cual nos indica que existe una diferencia estadística altamente significativa ($P \leq 0.01$) para los factores tiempo y mezcla; así mismo para la interacción esto implica que el efecto pH actúa en forma dependientemente con los factores tiempo y mezcla.

Para el factor mezcla se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 17.

Tabla 17. Comparación múltiple Duncan para el pH por mezcla

Mezcla	Media LS	Significancia
3	5.361±0.014	a
2	5.111±0.014	b
3	5.028±0.014	c

Fuente: Elaboración propia (2024)

Para el factor mezcla se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 17 donde nos indica que el potencial de hidrogeno con respecto a la mezcla son estadísticamente diferentes con un nivel de confianza del 99.0%.

Así mismo para el factor tiempo se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 18.

Tabla 18. Comparación múltiple Duncan para el pH por Tiempo

Tiempo	Media LS	Significancia
0	6.133±0.019	a
30	5.000±0.019	b
45	4.956±0.019	b
60	4.966±0.019	b
75	4.956±0.019	b
90	4.989±0.019	b

Fuente: Elaboración propia (2014)

Para el factor tiempo se realizó la prueba de comparación múltiple Duncan como se muestra en la Tabla 18 donde nos indica que el pH disminuye durante el tiempo del tratamiento, desde el día 30 para mantenerse homogéneo hasta el día 90. De acuerdo a los resultados de la reducción de demanda química de oxígeno se puede señalar que al mismo tiempo que disminuye el pH disminuye la reducción de DQO. Por lo que se debe controlar el pH entre los rangos como indica Varnero (2011) el pH no debe bajar de 6 ni subir de 8 para que el proceso anaerobio se desarrolle satisfactoriamente, el pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio.

4.3. Del Objetivo 3: **Evaluar la máxima capacidad de reducción de la demanda química de oxígeno en función del tiempo y porcentaje de efluente de quesería mediante módulos de biodigestión anaerobio**

La capacidad de la reducción de demanda química de oxígeno de un residuo está relacionada con el tiempo de retención para la degradación del sustrato y de la composición del sustrato o residuo orgánico. Ramos y Hernández (2007), afirman que con un modelo polinómico de la producción de biogás, se puede otorgar los tiempos de

residencia así como predecir el comportamiento de la producción del biodigestor, lo que demuestra que el modelo polinómico hallado puede utilizarse para evaluar la reducción de la demanda química de oxígeno del efluente quesero.

La ecuación del modelo ajustado es un modelo de regresión polinómica de segundo orden con cinco parámetros.

$$Y_{\max} = -479.29 + 2.12X_1 + 1087.93X_2 - 0.003X_1^2 - 594.07X_2^2 + 1.53X_1X_2$$

Siendo

Y_{\max} : porcentaje de reducción de la demanda química de oxígeno

X_1 : tiempo de retención

X_2 : porcentaje de efluente de quesería.

$R^2 = 93.45\%$

R^2 (ajustado) = 92.61%

Error estándar = 3.801

Observaciones = 45

La salida muestra los resultados de ajustar a un modelo de regresión polinómica para describir la relación del porcentaje de reducción DQO en función del tiempo de retención y porcentaje de efluente de quesería.

La producción de biogás aumenta conforme disminuye la materia orgánica (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, 2007), esto explicaría que al mismo tiempo que aumenta la producción del biogás, también aumenta la reducción de la DQO. Así mismo Orozco (2005) afirma que el balance energético entre el substrato y los productos solo varían en menos de 5% en términos de calorías, y es equivalente en términos de DQO, lo que indicaría que el 95% de la reducción de DQO se transforma en biogás. Ramos y Hernández (2007) observaron que la producción de biogás obedece una

tendencia polinómica con R^2 0.9939, para nuestro trabajo se determinó una tendencia polinómica para la reducción de la DQO con R^2 92.61%.

En la Tabla 19 se muestra la estimación de Y_{max} (máxima reducción de la demanda química de oxígeno) con el modelo polinómico en función del tiempo de retención y porcentaje de efluente de quesería.

Tabla 19. Resultados de la estimación para Y_{max} .

Nº Obs.	Tiempo	%EQ	Y_{max} observado	Pronóstico Y_{max}
1	30	1	26	30
2	45	1	36	36
3	60	1	41	41
4	75	1	46	44
5	90	1	49	47
6	30	0.85	43	38
7	45	0.85	50	48
8	60	0.85	56	56
9	75	0.85	62	63
10	90	0.85	64	69
11	30	0.7	21	20
12	45	0.7	26	33
13	60	0.7	43	45
14	75	0.7	62	55
15	90	0.7	66	65

Fuente: Elaboración propia (2014)

La Tabla 19 contiene información sobre los valores de máxima reducción de la DQO (Y_{max}) que se han generado usando el modelo polinómico ajustado, además incluye el valor observado durante el tratamiento (Y_{max} observado). Montgomery (2006) afirma que un modelo puede ser usado para optimizar un proceso y por lo general para predecir observaciones futuras, en nuestro trabajo se halló un modelo polinómico con el que se determinó la máxima capacidad de reducción de la demanda química de oxígeno equivalente al 69% de la demanda química de oxígeno con un porcentaje de mezcla del 85% de efluente de quesería más 15% de excreta de vacuno y a 90 días de tiempo de retención. Según Varnero (2011) el tiempo de fermentación anaerobia a una temperatura

Psicrofílica (temperatura óptima 15-18°C) es sobre los 100 días de tiempo de retención. Así mismo Ocaña (2011) logró reducir un 63% de la DQO del substrato estiércol de vacuno a una temperatura de 25°C y un tiempo de retención de 30 días. Y por otro lado Hernández (2005) aplicó tres cargas orgánicas de lactosuero a razón de 0.40, 0.60 y 4.30 g DQO/L.d, a una temperatura ambiente de 15-22°C, la carga orgánica 4.30 g DQO/L.d llegó a reducir el 85.65% de la DQO, lo que podríamos haber llegado, sin embargo la temperatura ambiental en la que se trabajó no favoreció para una mayor reducción de la DQO.

En la Figura 7 se presenta un gráfico del porcentaje de reducción de la Demanda Química de Oxígeno con valores predichos

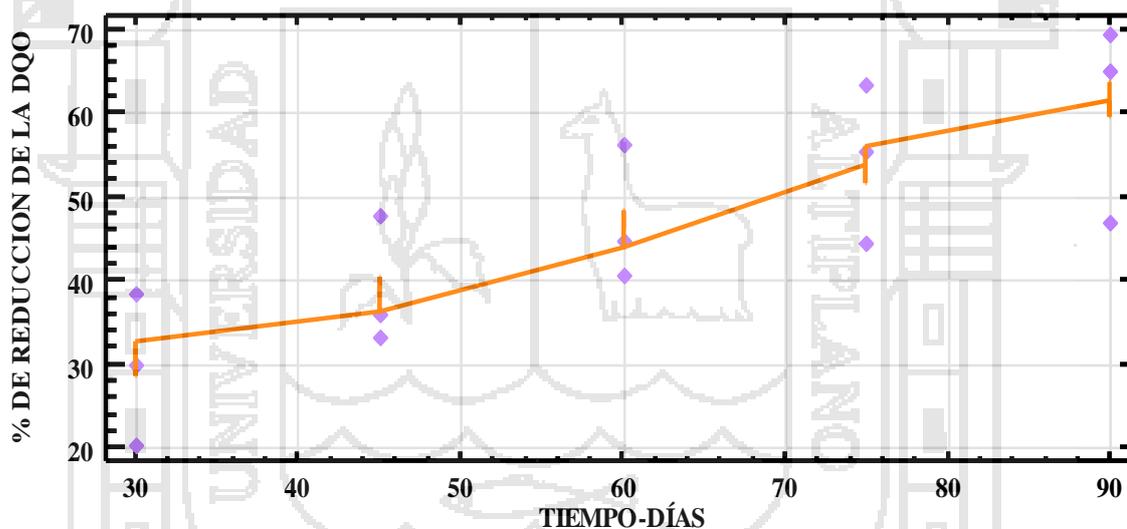


Fig. 7 Reducción de la Demanda Química de Oxígeno con valores predichos

Fuente: Elaboración propia (2014)

4.3.1. Análisis del Diseño Experimental

Los resultados de la máxima reducción de la DQO con respecto al tiempo y porcentaje de efluente quesero en las mezclas se muestran en la Anexo VI.

En la Tabla 20 se presenta el resumen para el diseño de la modelación polinómico múltiple con dos factores experimentales, factor % efluente quesero y factor tiempo de retención.

Tabla 20. Resumen de diseño

Factores	Alto	Bajo	Nivel	Unidad	Símbolo
Tiempo	90	30	5	Días	d
% EQ	1	0.70	3	Porcentaje	%
Respuesta					Y
Ymax				Porcentaje	%

Fuente: Elaboración propia (2014)

En la Tabla 21 se muestra el análisis de varianza para el modelo polinómico ($P \leq 0.01$)

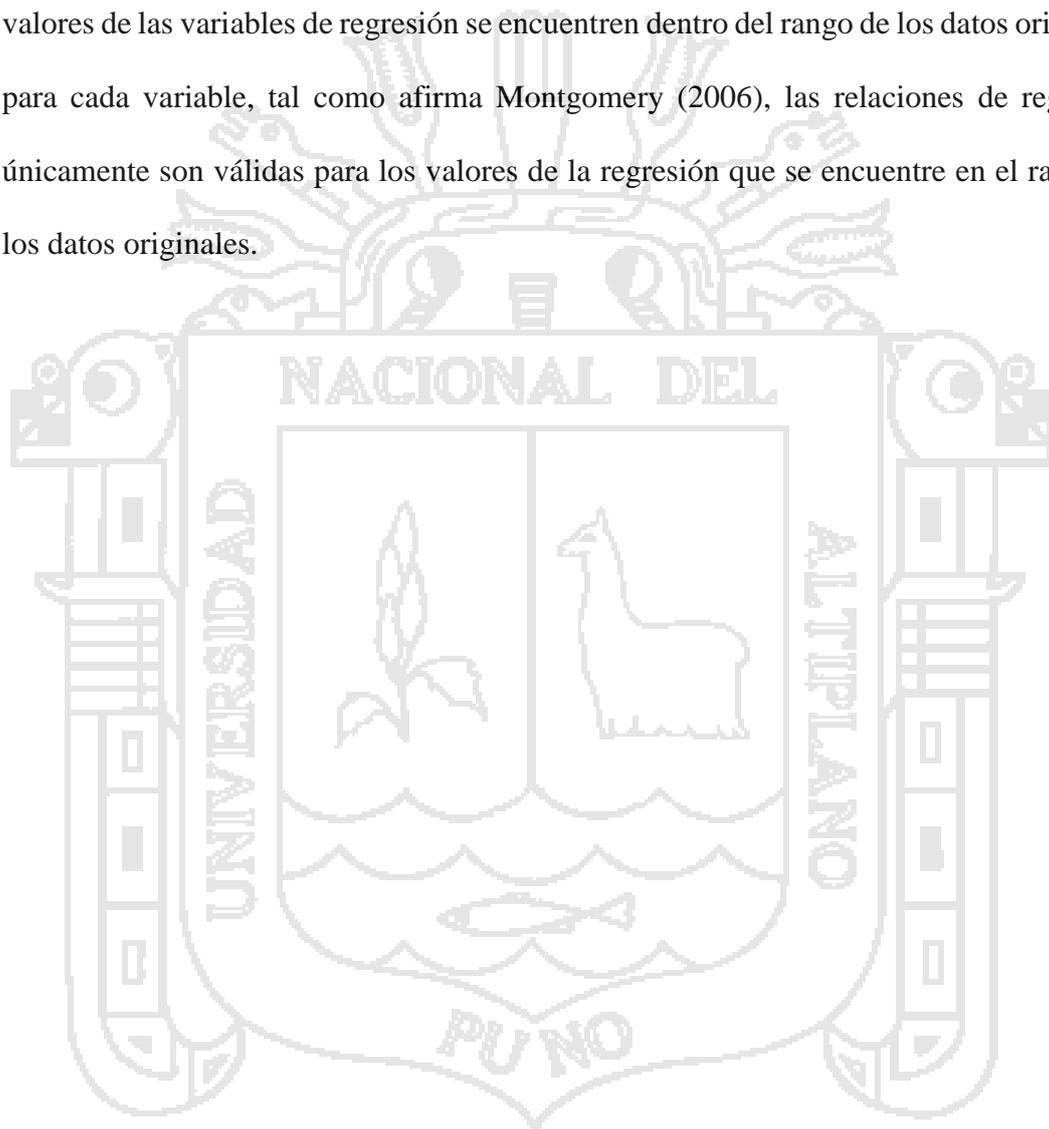
Tabla 21. Análisis de la varianza para Ymax.

F. de V.	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	8040.080	5	1608.016	111.279	**
Residuo	563.564	39	14.450		
Total (Corr.)	8603.644	44			

Fuente: Elaboración propia (2014)

En la Tabla 21 se observa que existe diferencia estadística altamente significativa ($P \leq 0.01$) para el modelo esto implica que las variables porcentaje de efluente de quesería y tiempo de retención influyen sobre la variable de máxima reducción de la DQO (Ymax) el grado de libertad del modelo nos indica que presenta 5 parámetros. Así mismo el estadístico R^2 indica que el modelo así ajustado explica el 93.45% de la variabilidad en Ymax. El estadístico R^2 (ajustado) el cual es más adecuado para la comparación de números diferentes de variables independientes es 92.61%, el error estándar 3.801 de la estimación muestra la desviación normal de los residuos.

Gutiérrez y De La Vera (2004) afirman que para fines de predicción se recomienda un coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustada) de al menos 70%, el modelo de regresión polinómica ajustado para el caso de la reducción de la DQO en función del tiempo de retención y porcentaje de efluente de quesería es 92.61 %, es decir el modelo es confiable para realizar las predicciones hacia el futuro siempre en cuando que los valores de las variables de regresión se encuentren dentro del rango de los datos originales para cada variable, tal como afirma Montgomery (2006), las relaciones de regresión únicamente son válidas para los valores de la regresión que se encuentre en el rango de los datos originales.



CONCLUSIONES

Se prepararon y caracterizaron las mezclas de 3 tratamientos para la reducción de la DQO en módulos de biodigestión: Tratamiento 1 que consiste en 100% de efluente de quesería, tuvo 63 200 mg DQO/L con un pH 5.9, Tratamiento 2 efluente de quesería 85% más 15% de excreta de vacuno presentó 54 464 mg DQO/L con un pH 6.1 y el tratamiento 3 que consiste en 70% de efluente de quesería más 30% de excreta de vacuno presentó 48 800 mg DQO /L y pH 6.3.

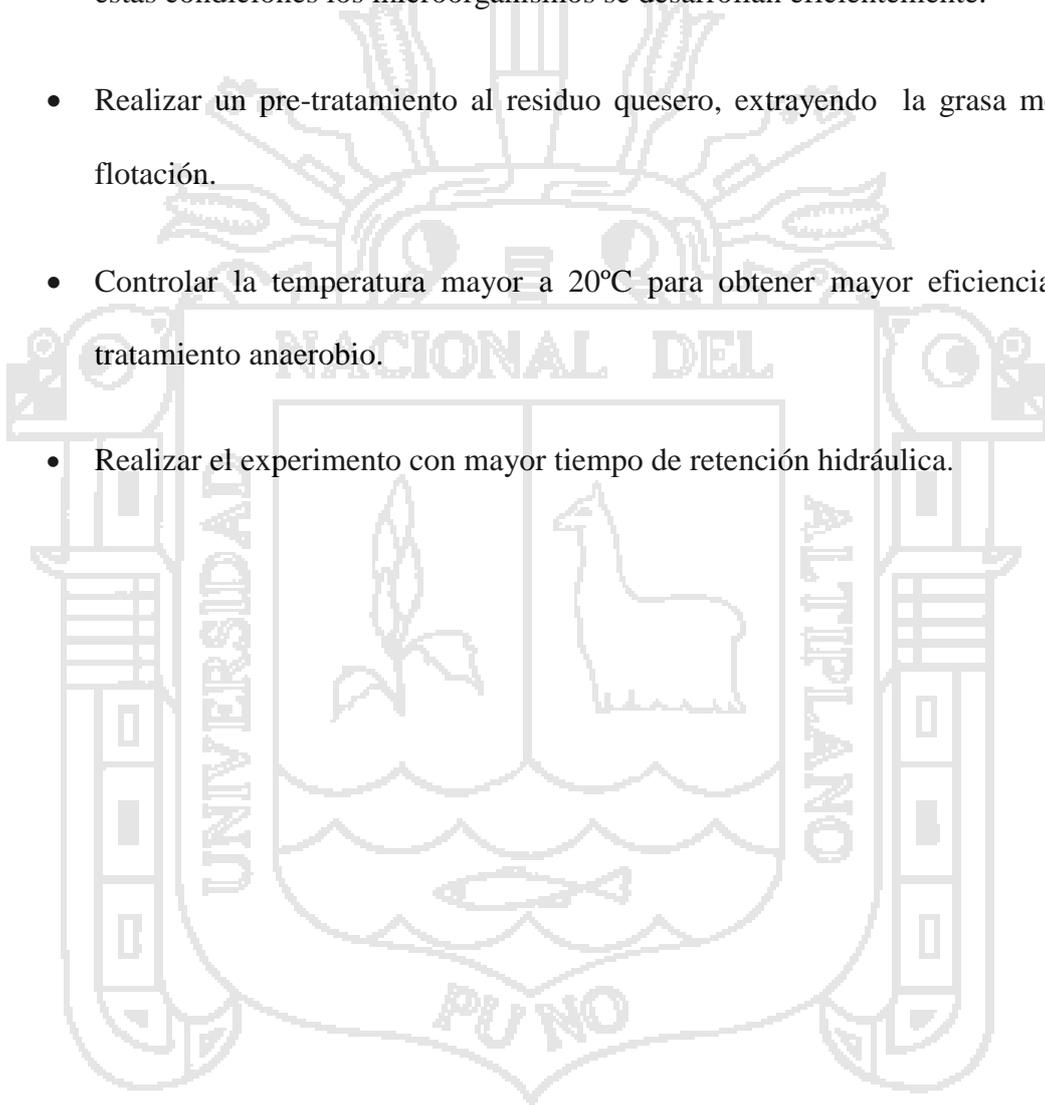
El porcentaje de efluente de quesería y excreta de vacuno para una mayor reducción de la demanda química de oxígeno en módulos de biodigestión anaerobio es 70% de efluente de quesería más 30% de excreta de vacuno.

La capacidad máxima de reducción de la demanda química de oxígeno es el 69% con un 85% de efluente de quesería más 15% de excreta de vacuno y a 90 días de tiempo de retención.

RECOMENDACIONES

Para condiciones similares al presente trabajo de investigación se sugiere:

- Controlar el potencial de hidrógeno entre los rangos de 6-8 $[H^+]/[OH^-]$ durante el periodo de tratamiento con soda caustica o hidróxido de sodio, debido a que en estas condiciones los microorganismos se desarrollan eficientemente.
- Realizar un pre-tratamiento al residuo quesero, extrayendo la grasa mediante flotación.
- Controlar la temperatura mayor a 20°C para obtener mayor eficiencia en el tratamiento anaerobio.
- Realizar el experimento con mayor tiempo de retención hidráulica.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arango, O. y Sanches, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(2), 24-34.
- Badui, D. S. (2006). *Química de los alimentos*. México: Editorial Pearson Educación.
- Ben-Hassan, R. M. y Ghaly, A. E. (1994). Continuous propation of *kluveromycesfragilis* in Cheese Whey for pollution potential reduction. *Appl. Biotechnol.* 47 (1), 89-105.
- Chen, Y., Cheng, J. y Creamer, K. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Journal Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064.
- Cristiani, U.E. (2000). *Diseño de un proceso para la depuración de suero lácteo empleando cultivos mixtos de levaduras*. Tesis Doctoral. ENCB, IPN. Mexico D.F.
- Crites, R. y Tchobanoglous G. (2000). *Sistemas de Manejo de Aguas Residuales para Núcleos Pequeños y Descentralizados*. Colombia: Editorial Mc.Graw-Hill Interamericana, S.A.
- Demirel, B.; Yenigun, O. y Onay T. T. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: *A Review in Process Biochemistry*, 40(1), 2583-2595.
- Donoso, A.; Carballa, M. y Ruiz, R. (2009) .Treatment of low strength sewage with high suspended organic matter content in an anaerobic sequencing batch reactor and

modeling application. *Electronic Journal of Biotechnology*, 12(3), 1-10. Citado por Parra, R.A. (2010).

Esparza, M. L. (1995). *Procedimientos simplificados de análisis químicos de aguas residuales*. Lima: OPS

Ergüder, T. H.; Tezel, U.; Güven, E. y Demirer, G.N. (2001). Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Management*, 21(1), 643-650.

Flores, J. A. *Production de quesos región de Puno*. Recuperado 21 de junio del 2014 de <http://www.regionpuno.gob.pe/pradera/>

Fournier, D.; Schwitzguebel, J. P. y Peringer, P (1993). Effect of different heterogeneous inocula in acidogenic fermentation of whey permeate. *Biotechnol*, 15(1), 627-632.

Ghaly, A. E. (1996). A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two stage reactor. *Journal Bioresource Technology*, 58(1), 61-72. Citado por Parra, R.A. (2010).

González, M. S. y Nava, R. C. (1995). *Determinación cinéticas en películas biológicas*. Instituto de ingeniería UNAM. México.

Guardado, J.A. (2006). Tecnología del biogás. *Cubasolar*, 4(1), 5-18.

Guerrero, W. J.; Castilla, P.; Cárdenas, K. N.; Gómez, C. A. y Castro, J. (2012).

Degradación anaerobia de dos tipos de lactosuero en reactores UASB. *Tecnología Química*, 31(1), 99-106

Guevara, A. (1996). *Fundamentos básicos para el diseño de biodigestores anaerobios rurales, producción de gas de efluentes*. España: División de salud y Ambiente.

Guía Metodológica Para Trabajos de Grado y Postgrado según las Normativas APA, ABNT y VANCOUVER (2012). Paraguay: Universidad Americana.

Gutiérrez, H. y De La Vera, S. (2004). *Análisis y diseño de experimentos*. McGraw-Hill. Primera edición

Hernández, H. (2005). *Tratamiento de lactosuero hidrolizado por medio de un reactor UASB*. (Tesis de grado). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía: *Biomasa: Digestores anaerobios*, 2007. Madrid, ISBN

Ibañez, V. (2009). *Análisis y diseño de experimentos*. Puno: Editorial Universitaria.

Jelen, P. (1992). Composition, properties, processing and uses. *Encyclopedia of Food Science and Technology*. 4 (1)

Kavacik, B. y Topaloglu, B. (2010). Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy. *Manure en Biomass and Bioenergy*. 34(1), 1321-1329

- Lara, E. S. e Hidalgo, M. B. (2011). *Diseño de un biorreactor y conducción del biogás generado por las excretas de ganado vacuno*. Estación Tunshi - Espoch (Tesis de grado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador
- López, C. y López, O. (2009). *Diseño, construcción y puesta en operación de un biodigestor anaerobio continuo para el laboratorio de Ingeniería Química de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad de Veracruz*. (Tesis de grado). Universidad de Veracruz, Veracruz.
- Lund, B.; Norddahl, B., y Ahring, B. (1992). Production of lactic acid from Whey using hydrolysed whey protein as nitrogen source. *Biotechnol*, 14(1), 851-856
- Martí, N. (2006). *Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process*. Florida: Copyright
- Montero, B.; García, J.; Sales, D. y Solera, R. (2008). Evolution of microorganisms in thermophilic-dry anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 99(8), 1-13.
Citado por Parra, R.A. (2010)
- Montgomery, D. C. (2006). *Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería*. México: Limusa S.A
- Nemerow, N. L. y Avijit D. (1998). *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. España: Ediciones Díaz de Santos, S. A.

- Ocaña, J. (2011). *Biodigestor anaerobio de laboratorio*. (Tesis de grado). Escuela Politécnica Superior de la Universidad Carlos III de Madrid. España
- Orosco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales*. Colombia: Acobal
- Pérez, J. A. (2010). *Estudio y diseño de un biodigestor para aplicación en pequeños ganaderos y lecheros*. (Tesis de Grado). Universidad Nacional de Chile. Santiago-Chile
- Ramalho, R. S. (1993). *Tratamiento secundario. Tratamiento de aguas residuales*. España: Edictorial Reverte
- Ramos, J.A. y Hernández, J.I. (2007). *Implementación de un biodigestor anaerobio para la generación de energía eléctrica a partir de lodos activados, producto del sistema de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Abasolo*. (Informe número 46). Abasolo: Aquaforum
- Rico, A.; Gutierrez, J. L.; García, P. A. (1991). Anaerobic treatment of cheese production wastewater using a UASB reactor. *Bioresourse Technology*, 4(37), 271-276.
- Rodríguez, N. V. (2010). *Evaluación de una planta de tratamiento de aguas residuales de una industria láctea*. (Tesis de Maestría). Instituto politécnico nacional. Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional Unidad Durango. México

Rondan, E. (2000). *El suero lacteo de queseria: el ayer y el presente*.

Schonborn, W. (1986). *Biotechnology: Microbial Degradation*. New York : vol. 8, VCH Verlagsgesellschaft.

Seoanez, C. M. (1995). *Aguas residuales urbanas. Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento*. España: Ediciones MUNDI-PRENSA

Stabury, P. F. y Whitaker, A. (1987). *Principles of fermentation technology*. Great Britain:Pergamon Press

Talamantes-Esparza, N. G. (2009). *Distribución de los contaminantes de un agua residual de una industria láctea en el suelo*. (Tesis de Grado). Instituto Tecnológico de Durango. México

Tartakovsky, B.; Morel, E.; Dansereau, P.; Perrier, M. y Guiot, S. (2007). *Control of an anaerobic mesophilic reactor using periodic temperature variations*.México.

Tetra Pak Processing System. (2003). *Manual de Industrias Lácteas*. España: AMV Ediciones

Valencia, E., y Ramirez, M. (2009). Tratamiento de lactosuero. *La industria de la leche y la contaminación del agua*,73(1), 27-31

- Van-Velsen, A., y Letting, G. (1980). Effect of feed composition on digestion performance in anaerobic digestion. *Applied science Publishers. L.T.D. London.* 113-130. Citado por Guevara, A. (1996).
- Valverde-Cisneros, C. (2007). *Evaluación de los efluentes generados en la elaboración de queso tipo menonita.* (Tesis de grado). Lincatura en ingeniería química instituto tecnológico de Durango, México
- Varnero. Ministerio de energía Gobierno de Chile. (2011). *Manual de biogás.* Santiago de Chile: Proyecto CHI/00/G32.
- Villagrana-Alvarado, C. A. (2009). *Evaluación del impacto ocasionado al suelo por la descarga del agua residual de la industria Quesera Menonita.* (Tesis de Grado). Licenciatura en Ingeniería Química del Instituto Tecnológico de Durango. México.
- Wildbrett, G. (2000). *Limpeza y desinfección en la industria alimentaria.* España: Ed. Acribia.
- Zamora, J. (2006). *Depuración biotecnológica del suero lácteo empleando un sistema continuo mixto: anaerobio de lecho fijo-aerobio.* (Tesis de grado). Universidad Tecnológica de la Mixteca, Oaxaca.



ANEXO I

Valores de la demanda química de oxígeno (mg DQO/L) para el influente y efluente

N° mezcla	DQO en mg/L					
	Día 0	Día 30	Día 45	Día 60	Día 75	Día 90
M1	63 200	46 400	40 000	37 200	33 856	32 088
		46 400	40 800	37 600	34 592	32 256
		47 200	40 800	37 200	34 371	32 155
M2	54 464	31 200	27 600	24 560	21 712	20 664
		31 200	27 200	24 000	20 608	19 656
		30 400	26 400	23 200	20 240	18 984
M3	48 800	38 400	36 000	27 200	18 179	16 363
		39 200	36 800	28 000	19 136	17 035
		37 600	35 200	27 600	18 768	16 632

ANEXO II

Porcentaje de reducción de la demanda química de oxígeno

N° Mezcla	Días de control				
	Día 30	Día 45	Día 60	Día 75	Día 90
M1	27	37	41	46	49
	27	35	41	45	49
M2	25	35	41	46	49
	43	49	55	60	62
	43	50	56	62	64
M3	44	52	57	63	65
	21	26	44	63	66
	20	25	43	61	65
	23	28	43	62	66

ANEXO III

Determinación de la demanda química de oxígeno método de dicromato de potasio

Tiempo de retención hidráulica 30 días

MEZCLA	M	N	A	Meq.	B	F	DQO (mg/L)
M1A	2.5	0.025	13.7	8 000	7.9	100	46 400
M1B	2.5	0.025	13.7	8 000	7.9	100	46 400
M1C	2.5	0.025	13.7	8 000	7.8	100	47 200
M2A	2.5	0.025	13.7	8 000	9.8	100	31 200
M2B	2.5	0.025	13.7	8 000	9.8	100	31 200
M2C	2.5	0.025	13.7	8 000	9.9	100	30 400
M3A	2.5	0.025	13.7	8 000	8.9	100	38 400
M3B	2.5	0.025	13.7	8 000	8.8	100	39 200
M3C	2.5	0.025	13.7	8 000	9	100	37 600

Tiempo de retención hidráulica 45 días

MEZCLA	M	N	A	Meq.	B	F	DQO (mg/L)
M1A	2.5	0.025	13.5	8 000	8.50	100	40 000
M1B	2.5	0.025	13.5	8 000	8.40	100	40 800
M1C	2.5	0.025	13.5	8 000	8.40	100	40 800
M2A	2.5	0.025	13.5	8 000	10.05	100	27 600
M2B	2.5	0.025	13.5	8 000	10.10	100	27 200
M2C	2.5	0.025	13.5	8 000	10.20	100	26 400
M3A	2.5	0.025	13.5	8 000	9.00	100	36 000
M3B	2.5	0.025	13.5	8 000	8.90	100	36 800
M3C	2.5	0.025	13.5	8 000	9.10	100	35 200

Tiempo de retención hidráulica 60 días

MEZCLA	M	N	A	Meq.	B	F	DQO (mg/L)
M1A	2.5	0.025	13.1	8 000	8.45	100	37 200
M1B	2.5	0.025	13.1	8 000	8.40	100	37 600
M1C	2.5	0.025	13.1	8 000	8.45	100	37 200
M2A	2.5	0.025	13.1	8 000	10.03	100	24 560
M2B	2.5	0.025	13.1	8 000	10.10	100	24 000
M2C	2.5	0.025	13.1	8 000	10.20	100	23 200
M3A	2.5	0.025	13.1	8 000	9.70	100	27 200
M3B	2.5	0.025	13.1	8 000	9.60	100	28 000
T3C	2.5	0.025	13.1	8 000	9.65	100	27 600

Tiempo de retención hidráulica 75 días

MEZCLA	M	N	A	Meq.	B	F	DQO (mg/L)
M1A	2.5	0.023	13.9	8 000	9.30	100	33 856
M1B	2.5	0.023	13.9	8 000	9.20	100	34 592
M1C	2.5	0.023	13.9	8 000	9.23	100	34 371
M2A	2.5	0.023	13.9	8 000	10.95	100	21 712
M2B	2.5	0.023	13.9	8 000	11.10	100	20 608
M2C	2.5	0.023	13.9	8 000	11.15	100	20 240
M3A	2.5	0.023	13.9	8 000	11.43	100	18 179
M3B	2.5	0.023	13.9	8 000	11.30	100	19 136
M3C	2.5	0.023	13.9	8 000	11.35	100	18 768

Tiempo de retención hidráulica 90 días

MEZCLA	M	N	A	Meq.	B	F	DQO (mg/L)
M1A	2.5	0.021	13.5	8 000	3.95	100	32 088
M1B	2.5	0.021	13.5	8 000	3.90	100	32 256
M1C	2.5	0.021	13.5	8 000	3.93	100	32 155
M2A	2.5	0.021	13.5	8 000	7.35	100	20 664
M2B	2.5	0.021	13.5	8 000	7.65	100	19 656
M2C	2.5	0.021	13.5	8 000	7.85	100	18 984
M3A	2.5	0.021	13.5	8 000	8.63	100	16 363
M3B	2.5	0.021	13.5	8 000	8.43	100	17 035
M3C	2.5	0.021	13.5	8 000	8.55	100	16 632

$$\text{mg/L DQO} = \frac{(A - B) \times N \times 8000 \times F}{\text{ml de muestra}}$$

Siendo

DQO : Demanda Química de Oxígeno.

A : ml de sulfato ferroso amoniacal usado para titular el blanco.

B : ml de sulfato ferroso amoniacal usado para titular la muestra.

N : Normalidad de sulfato ferroso amoniacal.

F : Factor de dilución.

Meq. : Mili equivalente

ANEXO IV

Variación del pH en el Tiempo de retención hidráulico

MEZCLA	Días de control de pH				
	Día 0	Día 30	Día 45	Día 60	Día 75
M1	5.9	4.9	4.8	4.8	4.8
		4.8	4.8	4.9	4.9
		4.8	4.8	4.8	4.9
M2	6.2	4.9	4.8	4.9	4.8
		4.9	4.8	4.8	4.9
		4.9	4.9	5.0	5.0
M3	6.3	5.3	5.2	5.1	5.1
		5.3	5.2	5.3	5.1
		5.2	5.2	5.1	5.1



ANEXO V

Ingreso de datos para el análisis estadístico ANVA software Statgraphics

Nº Obs.	BLOQUE	MEZCLA	TIEMPO	RDQO
1	1	1	1	27
2	1	1	1	27
3	1	1	1	25
4	1	1	2	37
5	1	1	2	35
6	1	1	2	35
7	1	1	3	41
8	1	1	3	41
9	1	1	3	41
10	1	1	4	46
11	1	1	4	45
12	1	1	4	46
13	1	1	5	49
14	1	1	5	49
15	1	1	5	49
16	1	2	1	43
17	1	2	1	43
18	1	2	1	44
19	1	2	2	49
20	1	2	2	50
21	1	2	2	52
22	1	2	3	55
23	1	2	3	56
24	1	2	3	57
25	1	2	4	60
26	1	2	4	62
27	1	2	4	63
28	1	2	5	62
29	1	2	5	64
30	1	2	5	65
31	1	3	1	21
32	1	3	1	20
33	1	3	1	23
34	1	3	2	26
35	1	3	2	25
36	1	3	2	28
37	1	3	3	44
38	1	3	3	43
39	1	3	3	43
40	1	3	4	63
41	1	3	4	61
42	1	3	4	62
43	1	3	5	66
44	1	3	5	65
45	1	3	5	66

ANEXO VI

**Reducción de la DQO máxima en función del tiempo de retención hidráulica y
porcentaje de efluente de quesería**

Nº Obs.	TIEMPO	% EQ	% RDQO
1	30	1	27
2	30	1	27
3	30	1	25
4	45	1	37
5	45	1	35
6	45	1	35
7	60	1	41
8	60	1	41
9	60	1	41
10	75	1	46
11	75	1	45
12	75	1	46
13	90	1	49
14	90	1	49
15	90	1	49
16	30	0.85	43
17	30	0.85	43
18	30	0.85	44
19	45	0.85	49
20	45	0.85	50
21	45	0.85	52
22	60	0.85	55
23	60	0.85	56
24	60	0.85	57
25	75	0.85	60
26	75	0.85	62
27	75	0.85	63
28	90	0.85	62
29	90	0.85	64
30	90	0.85	65
31	30	0.7	21
32	30	0.7	20
33	30	0.7	23
34	45	0.7	26
35	45	0.7	25
36	45	0.7	28
37	60	0.7	44
38	60	0.7	43
39	60	0.7	43
40	75	0.7	63
41	75	0.7	61
42	75	0.7	62
43	90	0.7	66
44	90	0.7	65
45	90	0.7	66

ANEXO VII

Reporte de EMSAPUNO



ENSAYOS PARA MUESTRA DE AGUA RESIDUAL
SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL -
LAGUNAS DE ESTABILIZACION "EL ESPINAR" - PUNO 2014

RESULTADOS DE ENSAYOS FISICOQUIMICOS

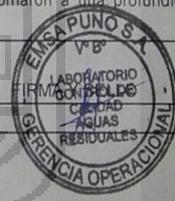
MES:	MARZO	
PUNTO DE MUESTREO:	M1 AFLUENTE	M2 EFLUENTE
FECHA DE MUESTREO:	28 DE MARZO	
ASPECTO	Agua contaminada con presencia de materia orgánica	Agua contaminada con presencia de materia orgánica
OLOR	A descomposición orgánica (materia fecal)	A descomposición orgánica (materia fecal)
COLOR	Grisáceo	Gris ligero Verde
pH, (H+/OH-)	7.41	7.98
POTENCIAL OXIDO REDUCCION (POR)	-314.92	-119.32
TEMPERATURA (°C)	16.80	17.80
CONDUCTIVIDAD ELECTRICA, (µS/cm ó mS/cm)	1785	1597
SALINIDAD, (%)	0.9	1.10
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, (mg/L SST)	362	314
SÓLIDOS TOTALES DISUELTOS, (mg/L STD)	893	799
OXIGENO DISUELTO, (mg/L OD)	0.04	1.08
DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO, (mg/L DBO ₅)	228.29	99.06
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO, (mg/L DQO)	509	237
NITRITOS, (mg NO ₂ -N/L)	0.013	0.006
NITRATOS, (mg NO ₃ -N/L)	1.089	0.849
NITRÓGENO AMONIACAL, (mg NH ₃ -N/L)	35.47	31.48
NITRÓGENO TOTAL, (mg N/L)	51.00	40.10
FOSFORO como Ortofosfato, (mgPO ₄ /L)	27.17	19.03
FOSFORO TOTAL, (mgP/L)	8.86	6.21
ACEITES Y GRASAS, (mg/L)	-	-

RESULTADOS DE ENSAYOS MICROBIOLÓGICOS

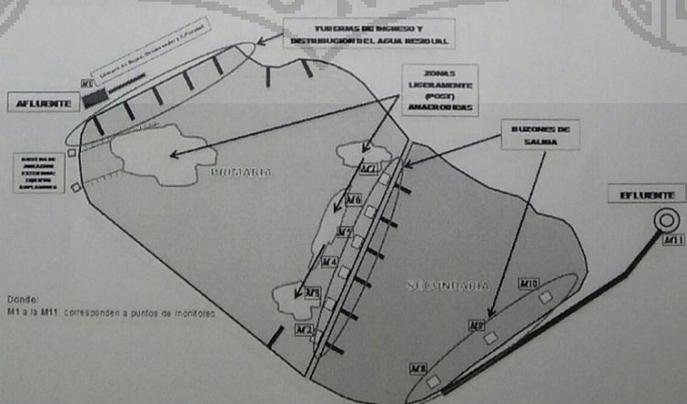
COLIFORMES TOTALES, (UFC/100 mL)	4.80E+07	3.60E+05
COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100 mL)	3.00E+07	2.20E+05

OBSERVACIONES: Las muestra ensayadas corresponden a muestreo simple, los parámetros físicos fueron analizados in-situ, los demás ensayos químicos y microbiológicos se realizarán en el Laboratorio Control de Calidad A.R EMSAPUNO S.A. Las muestras se tomaron a una profundidad aproximada de 1.0 M.

ENSAYADO POR:



CROQUIS DE MUESTREO - LAGUNAS DE ESTABILIZACION "EL ESPINAR" - PUNO



ANEXO VIII**Panel fotográfico**

Contaminación de suelos con residuos queseros en el distrito de Atuncolla planta GALAC



Pozos realizados por la planta productora de quesos GALAC, profundidad 6 metros área afectada 2 000 m², distrito de Atuncolla



Área afectada por los residuos queseros planta productora de quesos GALAC



Desemboque de residuo quesero en la laguna de oxidación de aguas residuales domésticos, distrito de Huata



Laguna de oxidación de aguas residuales domésticos distrito de Huata, se observa que en la planta existe mayor volumen de residuo quesero que agua residual doméstico



Laguna de oxidación de aguas residuales domésticos distrito de Huata, se observa flotación de grasas que afecta el tratamiento en la laguna