



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN**

**SORCIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL DE LA
ORINA HUMANA**

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A:

ANJULLY TABOADA MÁRQUEZ

ASESOR: M. EN I. JOSÉ LUIS MARTÍNEZ PALACIOS

CUAUTITLÁN IZCALLI, ESTADO DE MÉXICO 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES

U. N. A. M.
FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES CUAUTITLÁN
ASUNTO: VOTO APROBATORIO



M. en C. JORGE ALFREDO CUÉLLAR ORDAZ
DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLÁN
PRESENTE

ATN: M. EN A. ISMAEL HERNÁNDEZ MAURICIO
Jefe del Departamento de Exámenes Profesionales
de la FES Cuautitlán.

Con base en el Reglamento General de Exámenes, y la Dirección de la Facultad, nos permitimos comunicar a usted que revisamos el: Trabajo de Tesis

Sorción de nitrógeno amoniacal de la orina humana.

Que presenta la pasante: Anjully Taboada Márquez

Con número de cuenta: 409008043 para obtener el Título de la carrera: Ingeniería Química

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro **VOTO APROBATORIO**.

ATENTAMENTE

"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"

Cuautitlán Izcalli, Méx. a 26 de Febrero de 2015.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	M. en I. José Luis Martínez Palacios	
VOCAL	I.Q. Graciela Ruth Delgadillo García	
SECRETARIO	Q.F.B. Claudia Pérez Garrido	
1er. SUPLENTE	M. en I. Julio César Morales Mejía	
2do. SUPLENTE	I.Q. Ángel Raygoza Trejo	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 127).



RESUMEN

La contaminación de cuerpos de agua, el costo elevado del tratamiento de aguas residuales, la carencia cada vez mayor de agua con calidad potable, son unos de los principales problemas ocasionados por la contaminación; contaminación que es causada no sólo por desechos industriales sino también por los hogares, al utilizar el agua como medio de transporte y dilución de los desechos humanos como orina y heces principalmente, los cuales tienen un alto contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio, por lo que al descargar en cuerpos de agua, por el alto contenido de nutriente, se da la eutrofización.

La orina se considera un fertilizante efectivo para cultivos y plantas ya que contiene los tres macronutrientes fundamentales para su crecimiento y desarrollo (N, P y K) pero su aplicación directa puede ser dañina de acuerdo con las características que demanda cada cultivo. En este trabajo experimental se utilizó la orina para la recuperación de fósforo en un reactor a escala de laboratorio y de nitrógeno, en laboratorio y en torres empacadas.

La composición química de la orina es muy compleja ya que se encuentran muchas sustancias y elementos presentes en ella, el compuesto mayoritario es la urea la cual es la principal fuente de nitrógeno (Strasinger, 2010). La urea de la orina se hidroliza muy rápidamente por la enzima ureasa, produciéndose amoníaco y dióxido de carbono que se encuentran su forma acuosa y modifican el pH de la orina. El amoníaco en equilibrio con el amonio reacciona con el magnesio y los fosfatos que contiene la orina, precipitando así la estruvita ($MgNH_4PO_4$). Como el magnesio se encuentra en cantidades limitadas en la orina comparada estequiométricamente con nitrógeno y fósforo, para la remoción de este último se dosificó $MgCl_2$ en solución y se recuperaron 161.2 gramos de estruvita, que incluye los 60.4 gramos que precipitaron antes del tratamiento en 90 litros de orina.

Las pruebas posteriores consistieron en la remoción de nitrógeno amoniacal de orina humana mediante un proceso de sorción. En el laboratorio, en las pruebas a temperaturas de 20 y 40 °C la cinética de desorción fue de orden cero, mientras que la de 60°C fue de primer orden; en el caso de las torres empacadas y de laboratorio para las pruebas de 20, 30 y 40 °C, la desorción fue de orden cero a estas condiciones de temperatura. La máxima recuperación de nitrógeno amoniacal en la solución de $(NH_4)_2SO_4$ fue de 2,648 mg NH_3/L .



De acuerdo con los resultados obtenidos, se comprobó que aproximadamente el 93 % de fosfatos puede ser removido de la orina humana y hasta el 94 % de nitrógeno en su forma amoniacal, y que los productos resultantes del tratamiento ($MgNH_4PO_4$ y $(NH_4)_2SO_4$) pueden emplearse como fertilizantes libres de otros contaminantes del residuo.

Los coeficientes de transferencia de masa de las pruebas más eficientes en el laboratorio fueron de $0.3771 \text{ (h}^{-1}\text{)}$ y 0.8331 para las pruebas a 20°C y a 60°C con 2 l/min , respectivamente.



OBJETIVOS

Objetivo general

Remover y recuperar el nitrógeno amoniacal presente en la orina humana, por medio de los procesos de “sorción”.

Objetivos particulares

- Precipitar el fósforo presente en la orina humana con objeto de incorporarlo al ciclo productivo.
- Separar el nitrógeno contenido en la orina humana mediante proceso de sorción para un uso sustentable, estableciendo las condiciones de operación para lograrlo.
- Conocer el efecto de las variables experimentales, evaluar la cinética de remoción de nitrógeno amoniacal y los coeficientes de transferencia de masa.
- Evaluar el costo del tratamiento.

HIPÓTESIS

Es posible remover y recuperar el nitrógeno amoniacal presente en la orina humana mediante procesos de “sorción”.

ÍNDICE

	página
Resumen	I
Objetivos e Hipótesis	III
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	2 - 28
2.1 Obtención y usos del N y P como fertilizantes	2
2.1.1 <i>Nitrógeno</i>	2
2.1.2 <i>Fósforo</i>	5
2.2 Manejo y uso de los desechos humanos	7
2.3 La orina como fuente de nutrientes y algunas aplicaciones en cultivos	9
2.4 Tratamiento y remoción de nutrientes (N y P)	16
2.4.1 <i>Aguas residuales</i>	16
2.4.2 <i>Orina humana</i>	19
2.5 Proceso de sorción de NH ₃	24
2.5.1 <i>pH</i>	25
2.5.2 <i>Temperatura</i>	25
2.5.3 <i>Gasto de gas de arrastre</i>	26
2.5.4 <i>Relación gas-líquido</i>	26
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA	29 - 36
3.1 Colecta, almacenamiento y caracterización de la orina	29

3.1.1 <i>Colecta y almacenamiento</i>	29
3.1.2 <i>Caracterización</i>	30
3.2 Precipitación de fosfatos	31
3.3 Pruebas de desorción-absorción de NH ₃	32
3.3.1 <i>Laboratorio</i>	32
3.3.2 <i>Torres empacadas</i>	34
3.4 Costos del tratamiento	36
CAPÍTULO 4. RESULTADOS	37 - 50
4.1 Caracterización de orina almacenada	37
4.2 Precipitación de fosfatos	38
4.3 Pruebas de desorción-absorción de NH ₃	38
4.3.1 <i>Laboratorio</i>	38
4.3.2 <i>Torres empacadas</i>	43
4.4 Caracterización de la orina tratada	47
4.4.1 <i>Laboratorio</i>	47
4.4.2 <i>Torres empacadas</i>	48
4.5 Costos del tratamiento	48
CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE RESULTADOS	51 - 62
5.1 Caracterización de orina almacenada	51
5.2 Precipitación de fosfatos	51
5.3 Pruebas de desorción-absorción de NH ₃	52

5.3.1 <i>Laboratorio</i>	53
5.3.2 <i>Torres empacadas</i>	58
5.4 Caracterización de la orina tratada	60
5.5 Costos del tratamiento	60
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES	63-65
6.1 Conclusiones	63
6.1.1 <i>Laboratorio</i>	63
6.1.2 <i>Torres empacadas</i>	64
6.2 Recomendaciones	65
CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA	66 - 73
ANEXOS	74 - 96

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Las condiciones de explotación y consumo de recursos naturales para el beneficio de la población a nivel mundial provoca la escasez de los recursos no renovables, por lo que actualmente se buscan nuevas estrategias de explotación y uso de recursos, así como el reúso de los residuos para reducir el impacto ambiental.

El ecosaneamiento, que aplica una perspectiva ecosistémica, subraya la importancia de cerrar ciclos, incluso reciclando los excrementos y aguas residuales de las viviendas (Worldwatch Institute, 2007).

La orina es un residuo que contiene una gran variedad de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos. La urea, $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, es el compuesto de mayor proporción, por lo que en la orina el contenido de nitrógeno amoniacal es elevado, mayor a 7 g/L cuando ésta ya se ha hidrolizado; la concentración de fosfatos es de 0.8 a 2 g/L; la concentración de potasio es de 2 g/L aproximadamente (Maurer, *et al.*, 2006).

Tanto la aplicación directa de la orina como fertilizante o el tratamiento para recuperar nutrientes son alternativas de reciclado del residuo. En el tratamiento es posible separar los nutrientes y aplicarlos de forma individual al suelo según sus requerimientos.

En este trabajo, dada la importancia que tiene el uso sustentable de los recursos, se llevo a cabo la caracterización del agua residual (orina) y se experimentó la remoción y recuperación de fósforo y nitrógeno amoniacal de la orina humana. Para el caso del fósforo se empleo un reactor probado para el mismo propósito por Fuentes y Martínez (2011) dosificando Mg; en cambio, en el caso del NH_3 , y conforme a la información consultada, se experimentó el proceso de sorción en laboratorio y en columnas empacadas a diferentes condiciones de temperatura y gasto de aire, o relación aire-agua en proceso intermitente.

Esta tesis consta de los siguientes capítulos: introducción, antecedentes, metodología, resultados, análisis de resultados y conclusiones. En los anexos se incluye información sobre el desarrollo de la metodología, tablas de resultados, y algunas memorias de cálculo del análisis de resultados.

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

La información obtenida de la revisión bibliográfica sobre la producción de fertilizantes, remoción de nutrientes de la orina, el uso de la misma como fertilizante; así como ventajas y desventajas se resumen en este capítulo con el fin de analizar el enfoque y los datos relacionados con ello. Dentro de la remoción de nutrientes se hace referencia específica a fósforo y al nitrógeno amoniacal, en cuanto a qué técnicas y bajo qué condiciones se aplican para lograrlo.

2.1 Obtención y usos del N y P como fertilizantes

Los fertilizantes son una forma artificial de proporcionarle al suelo los nutrientes requeridos por las plantas de manera asimilable, de modo que ellas puedan sintetizarlos y así suministrar sus necesidades nutricionales. Los nutrientes requeridos por las plantas en mayor cantidad son, el nitrógeno (N), el fósforo (P) y el potasio (K) (Dalzell *et al.*, 1991). En los puntos siguientes se resume información del nitrógeno y fósforo, acerca de sus reservas y producción de fertilizantes a partir de ellos, con el fin de tener un panorama de la situación actual de demanda para la producción agrícola.

2.1.1 Nitrógeno

El nitrógeno molecular (N_2) es el elemento más abundante en la atmósfera ocupando un 79 % en volumen. Se obtiene industrialmente a partir de la destilación fraccionada de aire líquido, donde primero el aire atmosférico es procesado por licuefacción. Esta consiste en el enfriamiento realizado por compresión-expansión progresiva hasta la formación de una fase líquida rica en oxígeno (Hougen, *et al.*, 1982), que condensa a una temperatura de $-218\text{ }^\circ\text{C}$, menor que la del nitrógeno, $-209.86\text{ }^\circ\text{C}$, (Perry *et al.*, 2001) y una vez que se encuentren en estado líquido se procede a la destilación fraccionada, a través de un calentamiento gradual con presión constante, siendo el vapor más rico en nitrógeno ya que tiene un punto de ebullición de $-196\text{ }^\circ\text{C}$ y conforme se evapora la mezcla líquida se va enriqueciendo en oxígeno con punto de ebullición de $-183\text{ }^\circ\text{C}$ (IPS, 1973).

El nitrógeno líquido se usa principalmente como refrigerante y conservador de alimentos; en la medicina para conservar órganos, tejidos, embriones, etc. También se utiliza en su forma gaseosa en la industria petrolera para purgar tuberías y reactores para evitar

explosiones o incendios, para el inflado de llantas y neumáticos y para crear atmósferas protectoras y como gas criogénico para obtener temperaturas muy bajas de forma sencilla y económica. Otra alternativa es utilizarlo como gas inerte de arrastre en técnicas analíticas instrumentales. Algunos derivados de nitrógeno de importancia industrial son:

- Cianamida de calcio (CaCN_2) es un abono con efectos secundarios herbicidas, fungicidas, etc. Desde 1905 se produce mediante el sistema Frank y Caro y otros similares más simples a temperaturas muy altas por la reacción 2.1 (Fink, 1988).



También se utiliza en la industria metalúrgica como agente desulfurante y para el endurecimiento de acero.

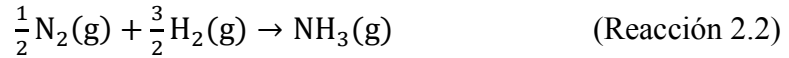
- Amoníaco, es la aplicación industrial de mayor relevancia del nitrógeno molecular, el cual es requerido principalmente para la fabricación de fertilizantes, ácido nítrico y productos de limpieza.

La producción de los denominados fertilizantes nitrogenados ha aumentado en las últimas décadas, ya que el incremento de la población y los estándares cada vez más altos de calidad en alimentos ha propiciado la innovación para el desarrollo industrial de dichos fertilizantes. El amoníaco constituye la base para la producción de los fertilizantes nitrogenados, la gran mayoría de las fábricas tienen instalaciones que lo producen como el caso de PEMEX, sin tomar en cuenta el uso final del mismo.

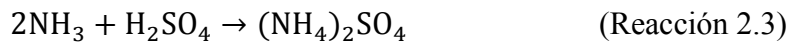
Los fertilizantes nitrogenados amoniacales se usan para que el nitrógeno amoniacal se oxide a nitratos durante el ciclo de cultivo. Al aumentar la temperatura las bacterias nitrificantes son más activas, por lo tanto la rapidez de ésta transformación aumenta durante la primavera. De este tipo de fertilizantes, los más usados son:

- a) Amoníaco anhidro (NH_3). Es un gas que contiene el 82.2 % de nitrógeno, mediante presión se licúa y de esta manera se usa en la agricultura (en depósito ó aplicador especial). Se inyecta en el suelo por medio de cuchillas que penetran, se requiere de mucho cuidado ya que al salir al exterior, el gas licuado se convierte en gas. Es favorable

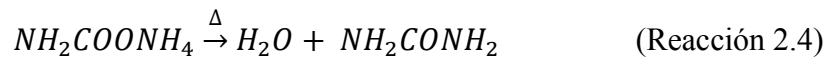
usarlo en suelos húmedos para incrementar la retención por medio del catión NH_4^+ . El proceso comercial que se utiliza en la obtención es el Haber-Bosch que se lleva a cabo mediante la reacción 2.2 (Engel *et al.*, 2007).



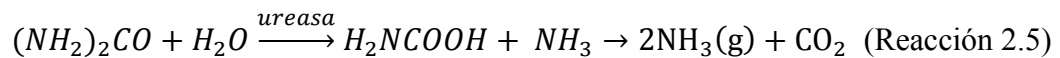
- b) Sulfato de amonio $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$. En forma de cristales con 21% de nitrógeno amoniacal en masa. Es un fertilizante que además contiene del 23 al 24 % de azufre y es conveniente su uso en suelos con pH altos y para cultivos con carencia de azufre. Su producción se realiza de acuerdo a la reacción 2.3 burbujeando el amoniaco gaseoso en ácido sulfúrico concentrado.



- c) Urea $(\text{CO}(\text{NH}_2)_2)$. Contiene 46% de nitrógeno. Industrialmente se obtiene calentando el carbamato de amonio, ver reacción 2.4, el cual se obtiene haciendo reaccionar a presión el amoníaco y el anhídrido carbónico.



En el suelo y en contacto con el agua, bajo acción de la enzima ureasa, se hidroliza liberando amoniaco que tiende a elevar el pH, por lo cual se recomienda la aplicación de la urea en suelos con pH ácidos. La reacción 2.5 representa el proceso de hidrólisis de la urea en presencia de la enzima ureasa; naturalmente se encuentra presente en la orina como resultado del metabolismo de proteínas en los seres humanos y demás mamíferos.



- d) Nitrato de amonio y calcio $(5\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O})$. El nitrato de amonio que se obtiene de la reacción 2.6 neutralizando el ácido nítrico con amoniaco (Hopp, 2005).



Dicha sal en su estado puro es muy higroscópica por lo que se necesita añadirle carbonato de calcio para obtener el nitrato de amonio y calcio con fórmula

$5\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, que se utiliza principalmente en suelos ácidos y cultivos herbáceos (Guerrero, 1999).

- e) Nitrosulfato de amonio ($\text{NH}_4\text{NO}_3 \cdot (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Fertilizante con el 26% de nitrógeno, del cual el 6% es nítrico y el 19% amoniacal, se puede utilizar como abono de fondo para tener los nutrientes disponibles en las capas más profundas donde se encuentran las raíces o de cobertura. Se puede obtener por mezcla de soluciones salinas de nitrato de amonio (NH_4NO_3) y de sulfato amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) o por neutralización de ácido nítrico y sulfúrico con amoníaco (Fink, 1988).

Sin embargo, los fertilizantes nitrogenados disminuyen su efectividad en la agricultura por la actividad microbiológica y el lavado del suelo por el agua (Heinonen-Tanski and Wijk-Sijbesma, 2005). El impacto ambiental de los fertilizantes nitrogenados depende de diferentes factores como: el tipo de fertilizante, la composición del mismo, el tipo de suelo y cultivo al que se le va a aplicar, ya que puede contener demasiado nitrógeno y no ser asimilado por el cultivo, o que tenga propiedades ácidas o básicas y perjudique a las características del suelo; también como consecuencia del riego y la lluvia pueden ocasionar contaminación a mantos acuíferos por lixiviación. El consumo elevado de energía para la producción de fertilizantes es otro factor de impacto ambiental, ya que la mayoría de los procesos requieren temperaturas y presiones elevadas.

2.1.2 Fósforo

El fósforo no está libre en la naturaleza y comúnmente se encuentra en su mayor estado de oxidación como fosfato, al menos en el planeta Tierra. El elemento es ampliamente distribuido en esa forma en suelos, rocas, océanos, en todas las células vivientes, en la mayoría de los alimentos y en muchos materiales fabricados por el hombre donde el nitrógeno también se encuentra presente. Sin embargo, el fósforo está generalmente ausente en la atmósfera; excepto el fósforo atmosférico que se presenta en partículas de polvo sólo en lugares específicos como en las minas de fósforo o industrias de manufactura que utilizan sustancias que contienen fósforo, es un recurso natural, no renovable y que a la vez contiene altas concentraciones de metales pesados, elementos radioactivos y tierras raras (Stoica *et al.*, 1997 y Sabiha *et al.*, 2009, citados por Fuentes, 2011).

Se conocen más de 300 minerales de fosfatos (en su mayoría ortofosfatos). Sin embargo, sólo los minerales del grupo de las apatitas se encuentran en suficiente abundancia y concentración como fuente comercial de este elemento. Los depósitos de apatita ígnea más comúnmente encontrados consisten principalmente en fluorapatita, $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$, pero también se encuentran la cloroapatita, $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{Cl}_2$, y la hidroxapatita, $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$. La apatita se encuentra mayoritariamente como depósitos sedimentarios que también se conoce como fosforita o roca fosfórica. Los depósitos más grandes e importantes de fosforita se encuentran en Marruecos, Estados Unidos, Rusia, Kazakstán, China y Túnez. Otros depósitos se encuentran también en Togo, Senegal, Sudáfrica, Argelia, Jordania, Egipto, Iraq, Siria, Turquía, Israel, India, Brasil, Perú, Australia, República de Nauru y otras islas del Pacífico, Estonia, Colombia, Venezuela y Chile. También hay depósitos menores en países europeos como Gran Bretaña, Francia, Alemania, España, Yugoslavia, en el sur de Italia y Grecia (Cordbridge, 2013).

El fósforo (P) es un elemento muy importante para la industria química, donde aproximadamente el 79% se utiliza para la fabricación de fertilizantes, alrededor de 11 % para los aditivos para alimentos de animales y aproximadamente el 7% para los detergentes (Yinghao Liu *et al.*, 2011).

Los fertilizantes fosfatados se fabrican descomponiendo químicamente o triturando los fosfatos naturales (Fink, 1988), el problema consiste principalmente en transformar los fosfatos de forma que sean asimilables por las plantas. Los métodos para la fabricación de este tipo de fertilizantes es de acuerdo al tratamiento que se le da a los fosfatos, los cuales son:

- a) Fosfatos triturados, cuando los fosfatos naturales son blandos sólo es necesario un proceso físico para molerlos finamente y convertirlos así en fertilizantes movilizables (de acuerdo a su solubilidad).
- b) Fosfatos calcinados, donde las fosforitas naturales se mezclan con sales alcalinas para ser sometidas a elevadas temperaturas y romper la estructura de la apatita. Los fosfatos así obtenidos suelen contener de 18 a 34 % de P_2O_5 .
- c) Fosfatos atacados con ácido, en el proceso de fabricación se emplean fosforitas con una riqueza en P_2O_5 de entre un 31 y 34 %, y ácido sulfúrico 62 a 72 % en una relación de

0,55 a 0,65 kg de ácido por cada kilo de mineral; las fosforitas naturales deben de estar bien pulverizadas para que el ataque con ácido sulfúrico sea rápido, y los productos finales contienen entre 16 y 22 % de P₂O₅.

En los fertilizantes fosfatados por su origen mineral contienen otros nutrientes como: azufre, calcio, magnesio, manganeso y silicio, y dependiendo del suelo al que se aplique ayuda a acidificar o aumentar la basicidad. Pero al igual que los nitrogenados y a cualquier fertilizante aplicado al suelo, puede tener efectos negativos de contaminación por su mal uso (Fink, 1988).

La producción de fertilizantes en México se resume en la tabla 2.1 son reportados por el INEGI en 2013.

TABLA 2.1 PRODUCCIÓN DE FERTILIZANTES, DE 2005 A 2012 EN MÉXICO (INEGI 2013)

(TONELADAS)								
Productos	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Fertilizantes nitrogenados	500263	395438	439312	502139	553281	531184	502670	558784
Fertilizantes fosfatados	294580	312462	545377	600682	1119845	1201991	1154037	1165041

Fuente: Para 2005 a 2010: INEGI. *El Sector Alimentario en México, Varios años*. Aguascalientes, Ags., 2012.
 Para 2011: INEGI. Boletín de Información Oportuna del Sector Alimentario, diciembre 2012. Aguascalientes, Ags., 2013.
 Para 2012: INEGI. Boletín de Información Oportuna del Sector Alimentario, marzo 2013. Aguascalientes, Ags., 2013.

Conforme han pasado los años la producción de fertilizantes tanto nitrogenados como fosfatados presentaron, en el caso de los primeros, se mantiene en términos generales sin incremento, de 2005 a 2012, mientras que en los fosfatados se ha casi cuadruplicado la producción.

2.2 Manejo y uso de los desechos humanos

A lo largo de la historia los métodos para el manejo y uso de los desechos humanos han cambiado conforme la población ha crecido. Cuando las civilizaciones eran nómadas, el problema para el manejo de los desechos humanos no tenía gran importancia, ya que al

moverse de un lugar a otro y ser poblaciones pequeñas los desechos quedaban en los lugares por donde circulaban. Conforme se fueron asentando, la población fue creciendo y esto trajo consigo el cuestionamiento del destino de los desechos humanos; en sociedades primitivas, principalmente culturas asiáticas muy antiguas, usaban sus desechos ya fueran heces u orina como medio de composta en sus cultivos, teniendo así control de dos variables de la vida sedentaria; por un lado la necesidad de producir sus propios alimentos en base a la agricultura y no sólo a la caza de animales, y, por el otro, qué hacer con sus desechos.

A principios del siglo XIX el continente europeo se encontraba sumergido en una epidemia de cólera, nadie sabía la causa real, no hasta el descubrimiento de la bacteria en 1880 por Pasteur (Harremoës, 1999), cuando se comprendió el verdadero mecanismo de transmisión de las enfermedades por el agua que tuvieron un impacto en la aplicación de la tecnología. Antes de eso la teoría miasmática sostenía la creencia que las enfermedades eran el resultado de un ambiente sucio (principalmente el aire) y, como era la teoría que prevalecía, las ciudades tenían que ser limpiadas para evitar este tipo de enfermedades y el contacto directo con la población. Es interesante el hecho de que la introducción de agua potable y alcantarillado se basa en un concepto falso, un mal entendido pero que funcionó. Aun así este sistema no era adecuado a las condiciones geográficas y topográficas, pero era de gran utilidad también para recolectar agua de lluvia. El uso de agua en las ciudades se ha basado en los siguientes conceptos: prevención de enfermedades, medio de transporte para residuos fuera de las ciudades y suministro de agua.

Pero como consecuencia de ello surgió otra problemática, qué hacer con la gran cantidad de agua de transporte y las heces; así como con otro tipo de desechos domésticos. Es cuando el tratamiento de estas aguas residuales comenzó a ser de importancia en la sociedad, ya que la producción de aguas residuales a gran escala es una consecuencia inevitable de las sociedades contemporáneas. Las aguas residuales son generalmente peligrosas para la población humana y el medio ambiente y debe tratarse antes de su disposición en los arroyos, lagos, mares y suelo.

El agua en general no está limitada en cantidad, pero si la de consumo humano, que en el caso de uso agrícola, se pierda y contamine durante el proceso, la estimación mundial es

60% (WMO, 1997) para el riego. En el entorno urbano, el uso del agua es para contaminarla ya que se utiliza como un medio de transporte. Por conceptos modernos, el agua utilizada tiene que ser tratada antes de su descarga al medio ambiente, a pesar de no ser eficiente su uso como medio de arrastre de residuos. Sin embargo, algunas sustancias son removidas fácilmente en las plantas de tratamiento y otras no, transfieren la contaminación de un medio a otro, del agua a sólidos y al aire (Harremoës, 1999). Por lo tanto es necesario un cambio drástico en el uso del agua y los procesos de las plantas de tratamiento.

El tratamiento de aguas residuales ha cambiado desde el siglo pasado de un sistema para la prevención de enfermedades en sociedades urbanas hacia un sistema para la protección del ambiente natural (Wilsenach, van Loodsrecht, 2003).

2.3 La orina humana como fuente de nutrientes y algunas aplicaciones en cultivos.

La orina humana es un líquido de desecho producido en el riñón por el cuerpo y excretado por medio de la micción. La orina contiene compuestos de bajo peso molecular. (Tanmoy Karak *et al.*, 2011) y presenta regularmente una coloración clara, que en ocasiones puede ser amarilla con tonalidades claras o un poco intensas. La orina fresca es ligeramente ácida, pero generalmente varía en un intervalo de pH de 6 a 7.5 aproximadamente y se caracteriza por un olor débil.

La orina contiene la mayoría de los nutrientes excretados por el humano: 85-90 % nitrógeno, 50-80 % fósforo, 80-90 % potasio (Larsen and Gujer, 1996). Consta de urea y otras sustancias disueltas en agua, así como también hormonas, fármacos y ciertos metales pero en bajas concentraciones.

En la tabla 2.2 se presenta la composición típica de la orina de acuerdo a la fuente de recolección, y la diferencia entre la orina fresca y la diluida.

Las diferencias de los datos presentados se deben a la particularidad de la orina, es decir, ésta varía de acuerdo a factores individuales como el metabolismo y dieta alimenticia de cada individuo, que a la vez se encuentra influenciado por el estrato social y la zona geográfica de residencia.

TABLA 2.2 CARACTERIZACIÓN DE ORINA HUMANA (Maurer *et al.*, 2006).

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN					
	FUENTE	ESCUELA ^[1]	LUGAR DE TRABAJO ^[2]	CASA ^[3]	LUGAR DE TRABAJO ^[4]	ORINA FRESCA ^{[5] [C]}
Dilución ^[a]		0.33	0.26	0.75	1	1
pH		8.9	9	9.1	9.1	6.2
N _{TOT} (g _N m ⁻³)		2610	1793	3631	9200	8830
NH ₄ ⁺ + NH ₃ (g _N m ⁻³)		2499	1720	3576	8100	463
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (g _N m ⁻³)		0.07	—	<0.1	0	—
P _{TOT} (g _P m ⁻³)		200	76	313	540	800-2000
COD (g _{O2} m ⁻³)		—	1650	—	10000	—
K (g _K m ⁻³)		1150	770	1000	2200	2737
S (g _S m ⁻³)		175	98	331	505 ^[b]	1315
Na (g _{Na} m ⁻³)		938	837	1210	2600	3450
Cl (g _{Cl} m ⁻³)		2235	1400	1768	3800	4970
Ca (g _{Ca} m ⁻³)		13.34	28	18	0	233
Mg (g _{Mg} m ⁻³)		1.5	1	11.1	0	119
Mn (g _{Mn} m ⁻³)		0	—	0.037	—	0.019
B (g _B m ⁻³)		0.44	—	—	—	0.97

^[a] dilución definida como $V_{\text{orina}} / (V_{\text{orina}} + V_{\text{agua}})$, ^[b] sólo sulfato (SO₄²⁻-S), ^[c] valor en orina fresca sin diluir, sin precipitar,

^[1] Kirchmann and Pettersson (1995), ^[2] Udert *et al.* (2003a), ^[3] Jonsson *et al.* (1997), ^[4] Udert *et al.* (2005a), ^[5] Ciba-Geigy (1977).

Por ejemplo, en lugares como México, el consumo de sal en los alimentos es excesivo, por lo tanto la presencia de cloruros será en mayor concentración en comparación a un individuo asiático. De igual manera una dieta vegetariana contiene menos proteínas que la dieta mixta de la mayoría de los habitantes de los países industrializados (Helvi Heinonen-Tanski *et al.*, 2007). La orina de las personas en los países tropicales en desarrollo puede ser más concentrada si la cantidad de agua potable es limitada y la sudoración es alta, un aumento en la sudoración aumenta la excreción dérmica de nitrógeno y por lo tanto disminuye la excreción renal de nitrógeno a la orina (Huang *et al.*, 1975 y Takahashi *et al.*, 1985, citados por Helvi Heinonen-Tanski *et al.*, 2007).

La dilución es un factor importante de modificación en la caracterización de la orina porque las concentraciones varían de acuerdo al volumen. En la tabla 2.3 citada por Udert *et al.*, 2006, se reportan datos comparativos específicamente entre la orina fresca y almacenada, donde se observan principalmente variaciones en el pH, nitrógeno amoniacal, urea, fosfatos,

magnesio, calcio, carbonatos y alcalinidad. Estas variaciones se deben a que durante la separación, almacenamiento y transporte, la orina está sujeta a varios procesos que ocurren rápidamente (que se analizarán más adelante) como la hidrólisis de la urea, precipitación o volatilización, los cuales cambian significativamente la composición de la orina (Tanmoy Karak *et al.*, 2011). Particularmente el aumento en la concentración del amoníaco se debe a la hidrólisis de la urea (Reacción 2.5) donde se libera amoníaco y dióxido de carbono.

TABLA 2.3 CONCENTRACIONES EN ORINA FRESCA Y ALMACENADA (Udert *et al.*, 2006)

PARÁMETRO	UNIDAD	ORINA FRESCA			ORINA ALMACENADA ^[1]
		PROMEDIO	%CV	RANGO	
N _{TOT}	(mg _N · L ⁻¹)	9200	20	—	9200
Nitrógeno amoniacal	(mg _N · L ⁻¹)	480	29	—	8100
Amoníaco NH ₃ ^[1]	(mg _N · L ⁻¹)	0.3	—	—	2700
Urea	(mg _N · L ⁻¹)	7700	20	—	0
Fosfato _{TOT} ^[2]	(mg _P · L ⁻¹)	740	14	—	540
Calcio	(mg · L ⁻¹)	190	22	—	0
Magnesio	(mg · L ⁻¹)	100	21	—	0
Potasio	(mg · L ⁻¹)	2200	—	1300-3100	2200
Carbonato _{TOT}	(mg _C · L ⁻¹)	0	—	—	3200
Sulfato ^[3]	(mg _{SO₄²⁻} · L ⁻¹)	1500	29	—	1500
Cloruro	(mg · L ⁻¹)	3800	—	2300-7700	3800
Sodio	(mg · L ⁻¹)	2600	—	1800-5800	2600
pH	(—)	6.2	8	—	9.1
Alcalinidad ^[1]	(mM)	22	—	—	490
COD	(mg _{O₂} · L ⁻¹)	10000	4000	—	10000
Volumen	(L)	1.25	0.61	—	1.25

[1] Valores simulados, [2] 95-100% del fósforo total (Ciba Geigy, 1977), [3] cerca del 90% del azufre total (Ciba Geigy, 1977).

Los metales pesados se encuentran presentes en ciertos alimentos, fármacos y en el medio ambiente; su presencia en la orina humana se debe ya sea por consumo directo o inhalación (gases atmosféricos). En la tabla 2.4 se resumen concentraciones de metales pesados en la orina, los cuales están reportados en microgramo por litro, siendo los componentes con menos concentración en la orina, lo cual representa una ventaja en el tratamiento de la misma, ya que los valores de concentración están dentro de los permitidos por las normas para descargas de aguas residuales.

TABLA 2.4 CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN ORINA HUMANA
(Citada por Ronteltap *et al.*, 2007)

METAL	CONCENTRACIÓN ($\mu\text{g}_{\text{METAL}} \text{L}^{-1}$)		
	[1]	[2]	[3]
Cd	0.15	0.2	<1
Cr	4.05	3	19
Co	2.7	6.5	<5
Cu	146.95	155	2.5
Ni	4.45	121	61
Pb	14.85	2	<10
Zn	383	90	200
Al	220.5	197.5	—
Fe	120.5	185	—

Concentración de metales de orina extraída de diferentes fuentes: Legend [1], Kirchmann and Pettersson (1995) [2], Jönsson *et al.*, (1997) [3].

Desde hace muchos años en diversos países se aplica orina en diferentes cultivos en la fertilización como fuente de nutrientes para las plantas. A continuación se resumen algunos de los trabajos documentados.

Se ha utilizado la orina directamente en varios cultivos a lo largo del tiempo, y se ha observado que la eficiencia es semejante a los fertilizantes comerciales. La mayoría de las fracciones de nitrógeno en la orina son tomadas por las plantas de la misma manera que las de la urea o de los fertilizantes de amonio con una eficiencia de nitrógeno de aproximadamente el 90 % de la de los fertilizantes minerales (Jönsson *et al.*, 2004). Por lo tanto, la orina como fertilizante garantiza un mejor rendimiento al proporcionar más nutrientes en las fases posteriores de crecimiento y aunque el nitrógeno residual en el suelo implica que habrá posibles efectos al usar la orina directamente al suelo las emisiones de NH_3 durante el almacenamiento y la difusión de la orina, pueden ser reducidos mediante una ligera acidificación. Una estrategia de fertilización óptima relativa al tiempo de aplicación, la técnica y la sustitución de fertilizantes minerales es importante para la reducción de la carga del medio ambiente y evitar la compactación del suelo (Tidåker, 2007).

El almacenamiento de la orina humana es una parte crucial antes de su aplicación en campos de cultivo. Las pérdidas de nitrógeno durante esta etapa pueden ser minimizadas

reduciendo al mínimo la temperatura, y evitando la aireación sobre la superficie del líquido en los tanques de almacenamiento.

La incertidumbre acerca de qué tan seguro es el uso de la orina como fertilizante se debe a la presencia de patógenos; en la orina la contaminación cruzada con las heces es el motivo principal de presencia de agentes biológicos patógenos, que originan riesgos a la salud pero que se inactivan durante el almacenamiento de la orina (Schonning *et al.*, 2002). Para contrarrestar este problema se han introducido inodoros de separación (Helvi Heinonen-Tanski, 2007). Estos inodoros son equipados con dos orificios, uno delante para colectar la orina y uno trasero para el material fecal. Por lo tanto, la orina se recoge por separado (Hellströma *et al.*, 1999) en un tanque de almacenamiento. En la tabla 2.5 Helvi Heinonen-Tanski *et al.*, (2007) reportan bajos números de microorganismos entéricos

TABLA 2.5 MICROORGANISMOS FECALES EN LAS MUESTRAS DE ORINA SEPARADAS. (Citada por Helvi Heinonen-Tanski *et al.*, 2007).

FUENTE DE LA MUESTRA DE ORINA	COLIPHAGES HOST <i>ESCHERICHIA COLI</i> ATCC 13706	COLIPHAGES HOST <i>ESCHERICHIA COLI</i> ATCC 15597	COLIFORMES FECALES	ENTEROCOCOS [D]	CLOSTRIDIOS REDUCTORES DE SULFITOS [E]
Jardín de niños	13	3	170	70	33
Café	630	Ldl	Ldl	Ldl	Ldl
Hogar privado A	Ldl	Ldl	Ldl	16,000	Ldl
Hogar privado B	Ldl	Ldl	Ldl	40	14
Hogar privado C	Ldl	Ldl	Ldl	Ldl	Ldl
Mezcla de A, B y C	420	2	1	2700	20
Hogar privado D	Nd	Nd	Ldl	>850	Nd
Hogar privado E	Nd	Nd	2	>1000	Nd

Ldl = menos que el límite de detección (1/ml), Nd =no determinado

Muestras D y E fueron tomadas al principio del verano, las otras a principios de la primavera.

Las referencias ATCC 13706 y ATCC 15597, se refieren a procedimientos estándares de determinación en laboratorios de la empresa ATCC.

Como unidad formadora de placa/ml o unidades formadoras de colonias/ml , por colifagos y bacterias, respectivamente

presentes en orina humana sin almacenamiento previo al estudio; pero durante el almacenamiento de la orina la mayoría de los microorganismos mueren debido a los valores alcalinos de pH alcanzados por la hidrólisis de la urea.

Helvi Heinonen-Tanski *et al.*, (2007) experimentaron con la orina humana, como fertilizante en el cultivo de pepinos al aire libre en clima nórdico (característico de ciertos países de Europa del norte); logrando después de la fertilización con orina un rendimiento similar o ligeramente mejor que el obtenido con fertilizantes minerales comerciales. Además en los pepinos no se detectaron microorganismos entéricos (coliformes, enterococos, colifagos y clostridios), en cuanto al sabor y apariencia fueron evaluados como igual de buenos.

Pradhan *et al.* (2007) compararon cultivos de col usando como fertilizantes orina humana, fertilizante mineral y un cultivo sin fertilización. Seleccionaron las calabazas ya que requieren gran cantidad de nitrógeno durante su cultivo; el crecimiento de las plantas fue monitoreado en 71 días, y en cualquiera de los tipos de fertilización crecieron bien pero durante los días 29 a 50 resultó mejor con fertilizante mineral; pero después del día 36 las plantas fertilizadas con orina tuvieron un crecimiento más rápido y permaneció mayor que el de fertilizante mineral en los días restantes. Ciertamente en el sentido de higiene, su tratamiento debe tener ciertas precauciones para evitar contaminación y problemas a la salud; pero este tabú social debe terminar si se quiere desarrollar tecnologías sustentables en el aprovechamiento de nutrientes.

De acuerdo al estudio de Maurer *et al.* (2003), donde analizan y comparan gastos energéticos de la remoción y recuperación de nutrientes de aguas residuales, orina y la producción de fertilizantes de fuentes naturales (toman en cuenta solo el consumo de energía fósil y electricidad) se tiene la información resumida en la tabla 2.6.

La mayoría de los fertilizantes nitrogenados requieren como materia prima el amonio o amoniaco, los cuales a pesar de la tecnología avanzada que existe, es caro producirlos; estos pueden ser recuperados de orina humana, la cual es un residuo con alto contenido de nitrógeno que naturalmente lo convierte a amonio. La precipitación de fósforo en plantas de tratamiento de aguas residuales requiere mayor energía que la precipitación como estruvita del mismo en la orina; esto debido a que la orina es una solución concentrada a diferencia de las aguas residuales, por lo que su tratamiento resulta más atractivo.

TABLA 2.6 GASTOS ENERGÉTICOS DE REMOCIÓN Y RECUPERACIÓN DE N Y P, EN ORINA Y AGUAS RESIDUALES Y PRODUCCIÓN DE FERTILIZANTES DE FUENTES NATURALES.

TRATAMIENTO EN WWTP ^[a]	CONSUMO ENERGÉTICO
Denitrificación ^[b]	45 MJ/Kg-N
Precipitación de fósforo	49 MJ/Kg-P
PRODUCCIÓN DE FERTILIZANTES O MATERIA PRIMA	CONSUMO ENERGÉTICO
Fertilizantes nitrogenados	45 MJ/Kg-N
Fertilizantes fosfatados	29 MJ/Kg-P
Urea	54 MJ/Kg-N
Amoniacó	45 ^[1] , 37 ^[2] MJ/Kg-N
Amonio	43 MJ/Kg-N
TRATAMIENTO DE ORINA	CONSUMO ENERGÉTICO
Reducción de volumen (eliminación del 90% de H ₂ O)	35 MJ/Kg-N
Producción de estruvita (incluye 2.2 kg de P)	102 ^[3] , 25 ^[4] MJ/Kg-N
Arrastre con aire y producción de (NH ₄) ₂ SO ₄	90 MJ/Kg-N

^[a] Wastewater treatment plant (planta de tratamiento de aguas residuales)

^[b] se considera el nitrógeno convertido a N₂ (gaseoso)

^[1] a partir de petróleo pesado

^[2] con gas natural

^[3] para fijación de nitrógeno

^[4] para fijación de fósforo

Sin embargo, ciertas medidas preventivas se deben tomar en cuenta para el tratamiento de la orina debido a sus propiedades. Vinnerås *et al.*, (2008) recomiendan que el periodo de almacenamiento de la orina humana de 6 meses a 20°C o superior es seguro para su uso sin restricciones con respecto a los agentes patógenos y virus viables.

En el ámbito de su uso como fertilizante la orina humana puede ser utilizada para la producción agrícola tomando en cuenta las siguientes precauciones según Tanmoy Karak *et al.*, (2011):

- La aplicación excesiva de orina humana aumenta la salinidad y la conductividad eléctrica de los suelos tratados.

- La orina humana es generalmente libre de patógenos (gérmenes) que excreta por una persona sana. Sin embargo, puede ocurrir después de la excreción, la contaminación cruzada. Por lo tanto, la orina nunca debe ser aplicada directamente sobre la parte de la planta a ser cosechada.
- Desde el punto de vista de higiene, la orina debe ser almacenada en un recipiente sellado durante seis meses antes de la difusión, para limitar los olores o derrames.

Esto es considerando una aplicación directa de la orina al área de cultivo; y aunque es posible y eficiente se considera preferible la remoción de los nutrientes de la orina para evitar algún tipo de factor negativo al suelo. Anteriormente se hizo mención de la variedad de componentes y concentración en la orina debido no sólo a cada individuo sino a las condiciones geográficas y sociales; por tales motivos, la obtención de materia prima para la fabricación de fertilizantes a base de nitrógeno o fósforo recuperado de la orina, tiene hoy una relevancia importante para estudio y análisis.

2.4 Tratamiento y remoción de nutrientes (N y P)

Como el objetivo de esta tesis es remover nutrientes de orina humana, fue necesario conocer acerca de los métodos empleados actualmente para este fin. Como el tratamiento de orina a la fecha es poco conocido se compararon métodos empleados en tratamiento de aguas residuales, ya que la orina es parte de la carga del agua residual en las plantas de tratamiento.

2.4.1 Aguas residuales

Las aguas residuales de los desechos domésticos son ricas en nutrientes como fósforo y nitrógeno. A lo largo del tiempo se han empleado diferentes técnicas y procesos para aprovecharlos, con el fin de aplicarlos en diversas áreas que sean de utilidad para el ser humano y para reducir los niveles de contaminación que estos provocan al medio ambiente.

- a) Fósforo: Grandes cantidades de fosfato presentes en aguas residuales es una de las principales causas de eutrofización que afecta negativamente a los cuerpos naturales de agua. Es deseable que el tratamiento de agua facilite la remoción de fósforo de las aguas

residuales antes de que regresen al ambiente. En la tabla 2.7 se resumen los tratamientos más importantes para remoción de fósforo.

TABLA 2.7 PROCESOS DE REMOCIÓN DE FÓSFORO DE AGUAS RESIDUALES
(Luz E. de-Bashan *et al.*, 2004)

PRECIPITACIÓN CON METALES	
REACTIVO AGREGADO A LAS AGUAS RESIDUALES	PRODUCE
FeSO ₄	Vivianita (Fe ²⁺) ₃ (PO ₄) ₂ · 8H ₂ O
(Al(OH) ₃)	Los compuestos de aluminio que se forman dependen del tipo y la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual.
Calcio	Hidroxiapatita, Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂
Sales de magnesio	Estruvita, MgNH ₄ PO ₄ · 6H ₂ O
SISTEMAS DE HUMEDALES ARTIFICIALES	
MECANISMO	PROCEDIMIENTO
Adsorción por medio de microorganismos	En estado libre o inmovilizado en geles polisacáridos. Las especies utilizadas incluyen bacterias y microalgas.
Eliminación biológica de fósforo mejorada por sus siglas en inglés (EBPR)	Basado en el enriquecimiento selectivo de la acumulación de poli fosfato inorgánico en bacterias como un ingrediente de sus células. Se trata del ciclo metabólico microbiano a través de varios biopolímeros acumulados (de-Bashan, Bashan, 2004).

- b) Nitrógeno: Por otra parte el nitrógeno en su forma amoniacal, principalmente como amoniaco, se ha convertido en un problema ambiental cuando es descargado sin ningún tratamiento, inclusive en pequeñas cantidades tiene efectos negativos en la vida acuática (Değermenci *et al.*, 2012). La aplicabilidad de las tecnologías de remoción de amoniaco en general dependen de varios factores tales como: el nivel de contaminación, seguridad industrial, la reglamentación ambiental (Zongli Xie *et al.*, 2009). En la tabla 2.8 se resumen los procesos más comunes de tratamiento de aguas residuales empleados para la recuperación de nitrógeno.

En la tabla 2.8 se resumen algunos de los procesos de mayor uso para la remoción de nitrógeno de aguas residuales.

TABLA 2.8 TRATAMIENTOS PARA REMOCIÓN DE NITRÓGENO DE AGUAS RESIDUALES

PROCESO	DESCRIPCIÓN
Extracción con aire	Se realiza a altos valores de pH, en torres especiales para tal acción con un flujo de arrastre para eliminar el compuesto no deseado en el líquido. Los parámetros que afectan directamente la eficiencia del proceso son la temperatura y el flujo de vapor (en este caso es aire) (Değermencia <i>et al.</i> , 2012). La extracción con aire de amoníaco es un proceso ampliamente utilizado para el tratamiento previo de las aguas residuales, pero una eficiencia de extracción baja, el escalado y la suciedad en la superficie de la torre empacada son los problemas más importantes del proceso (Xuejun Quan K., 2009).
Proceso Anammox	Es la oxidación del amonio en un reactor anaeróbico que consiste en dos procesos independientes, el primer paso es la transformación de la mitad del amonio a nitrito debido a las bacterias oxidantes (Castillo, 2005). $4\text{NH}_4^+ + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{NH}_4^+ + 2\text{NO}_2^- + 4\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$ El amonio y el nitrito resultante se convierten en el proceso de anammox a Nitrógeno molecular $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ Es ideal para tratar aguas residuales con alto contenido de nitrógeno, pero baja concentración de materia orgánica en comparación con los procesos de nitrificación/desnitrificación (Arrojo Belén, 2006).
Nitrificación/ Denitrificación	Acción de bacterias que convierten el nitrógeno inorgánico y orgánico que hay en el agua residual a nitrógeno gaseoso (N ₂). Este proceso se divide en dos etapas: nitrificación – aerobia $\text{NH}_4^+ + 3/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ $\text{NO}_2^- + 1/2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ desnitrificación – anaerobia $6 \text{NO}_3^- + 5 \text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 5 \text{CO}_2 + 3 \text{N}_2 + 7 \text{H}_2\text{O} + 6 \text{OH}^-$
Destilación por membrana	El amoníaco en solución acuosa se encuentra como moléculas volátiles de NH ₃ y iones de NH ₄ ⁺ ; en éste método sólo las moléculas volátiles son removidas. Es una técnica que requiere menos energía y tiene potencial para el reciclado y la reutilización de las aguas residuales industriales, y puede ser especialmente beneficioso para los flujos de aguas residuales que tienen una temperatura alta pero relativamente bajos niveles de compuestos orgánicos volátiles y amoníaco (Zongli Xie <i>et al.</i> , 2009). Es un proceso térmico donde sólo moléculas de vapor son transportadas a través de una membrana micro porosa hidrofóbica, ésta actúa como barrera para separar la solución alimentada (zona caliente) desde el permeado (lado frío), que contiene ya sea un líquido o una fase gaseosa (Banat y Simandi, 1998, citado por Zongli Xie <i>et al.</i> , 2009).

La concentración de amoníaco en aguas residuales es de aproximadamente 500 a 600 mg NH₃/L, por lo que la carga volumétrica a los sistemas de tratamiento es muy elevada para poder recuperar el nitrógeno amoniacal de forma rentable; aparte existen otros inconvenientes de acuerdo a cada tipo de tratamiento; por ejemplo, en la extracción con aire la operación tiene problemas para mantener control del pH necesario, los flujos de aire y la temperatura; en los procesos anammox y nitrificación/denitrificación, es mantener las condiciones anaeróbicas como son pH y temperatura para que las bacterias desempeñen

correctamente su función; en la destilación por membrana, mantener la temperatura es la variable más importante.

2.4.2 Orina humana

La orina es una fuente de nutrientes provenientes del cuerpo humano y se han propuesto diferentes procesos para la remoción de dichos nutrientes con el fin de su uso en productos beneficiosos para el campo u otros sectores. Es importante hacer hincapié que la orina humana es comúnmente desechada con gran cantidad de agua, pero, si la remoción de nutrientes es el objetivo, la orina debe tratarse tal cual.

El uso de la orina es problemático con respecto al manejo, almacenamiento y transporte; Bo-Bertil *et al.* (2001) presentan un simple método para reducir sustancialmente el volumen, consta en congelar la orina a una temperatura de -14°C donde aproximadamente el 80% de los nutrientes pueden concentrarse en 25 % del volumen original. En otro enfoque Mineo Ikematsu *et al.*, (2007) proponen un tratamiento electroquímico que inactiva la ureasa de la orina humana para permitir su almacenamiento sin el olor desagradable que lo acompaña. Esta orina puede ser reutilizada como agua de descarga en los inodoros como medio para resolver los problemas de escasez de agua. Los tratamientos anteriormente mencionados no tienen como objetivo la remoción de nutrientes sino facilitar su almacenamiento o posterior uso. Para la remoción de nutrientes de orina humana las técnicas más relevantes son:

a) Fósforo: De acuerdo a las características de la orina, el nitrógeno y el fósforo son los nutrientes en mayor concentración y a la vez son los principales contaminantes de las aguas residuales municipales y precursores de la eutrofización, por lo cual el estudio de su aprovechamiento es de vital importancia. En la orina fresca la mayor parte del nitrógeno se encuentra como urea ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) (P. Kuntke *et al.*, 2012). La hidrólisis de la urea es un fenómeno ocasionado por la enzima ureasa, la cual hidroliza la urea a NH_3 y CO_2 como se mostró en la reacción 2.5 y que sigue transcurriendo a través del tiempo.

A su vez, la ionización del amoníaco es rápida debido a la presencia del catión hidrógeno H^+ que da el pH ligeramente ácido de la orina, de acuerdo a la reacción 2.7 formando amonio



Como se observó en la reacción 2.5, el amoníaco y dióxido de carbono formados, al estar en medio acuoso, entran en equilibrio con las formas iónicas como el amonio y los carbonatos y bicarbonatos, respectivamente. Dichos equilibrios pueden ser observados en las figuras 2.1 y 2.2 (Butler, 1998), de los cuales depende la precipitación de los fosfatos por el cambio de pH de la orina a condiciones básicas y al incrementarse la concentración de iones fosfato (ver figura 2.3) (Butler, 1998).

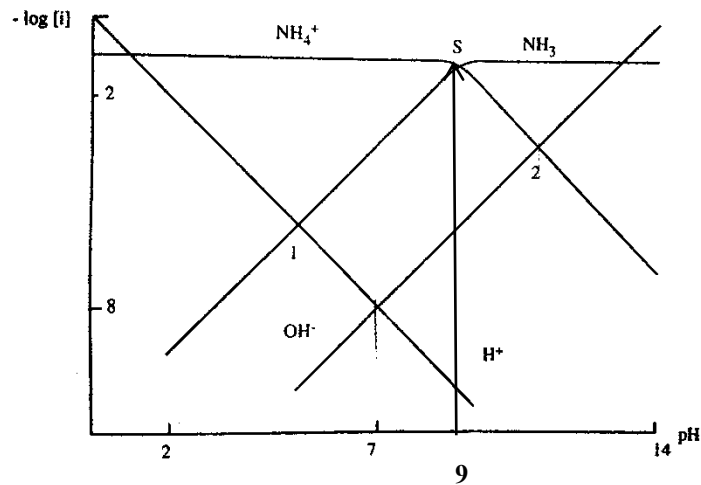


Figura 2.1 Diagrama de Sillén del amoníaco modificado de Butler, 1998.

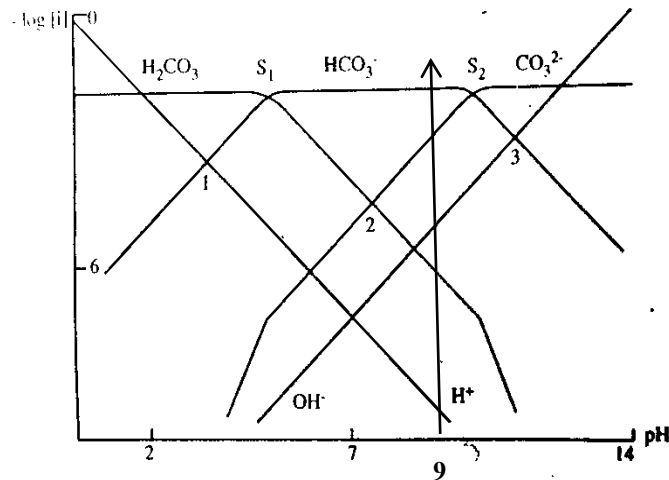


Figura 2.2 Diagrama de Sillén del sistema carbonatos modificado de Butler, 1998.

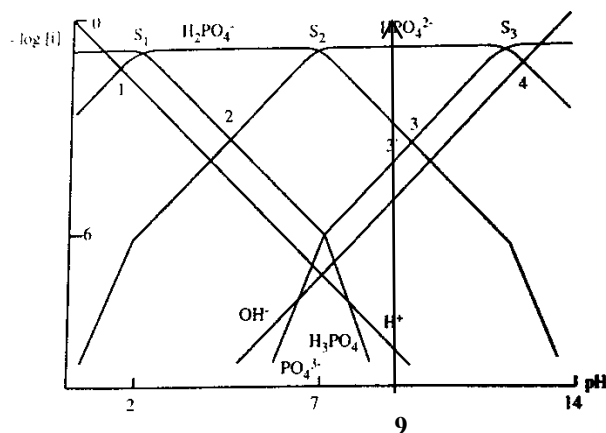


Figura 2.3 Diagrama de Sillén del fosfatos modificado de Butler, 1998.

Precipitación de estruvita. De acuerdo con investigaciones anteriores del tratamiento de orina humana, una forma de recuperar los fosfatos de la orina es mediante la precipitación como estruvita (Udert *et al.*, 2003, Bo-Bertil *et al.*, 2000, Ronteltap *et al.*, 2007, B. Etter *et al.*, 2011, Fuentes, 2011). La estruvita, $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, sal mineral del grupo de los minerales fosfatados que precipita naturalmente (la solubilidad varía de 231 a 195 mg/L para $0^\circ C$ y $80^\circ C$, respectivamente) (Perry, 1973) en la orina cuando la urea es hidrolizada y el pH alcanza un valor de 9 aproximadamente, ya que se encuentran presentes todos los constituyentes de la sal en forma soluble.

El reactivo limitante para la precipitación (ver reacción 2.8) en la orina es el magnesio, ya que su concentración (ver tablas 2.2 y 2.3) es mucho menor en relación molar al nitrógeno amoniacal y a los fosfatos.



De acuerdo a Ronteltap *et. al.*, 2010 y Fuentes y Martínez, 2011; el procedimiento de precipitación se realiza en un reactor de tanque agitado con efluentes de entrada de orina y solución de magnesio en los cuales se reportan que la relación molar para una buena eficiencia está entre 1.2 y 1.5 de $Mg : PO_4^{3-}$.

La estruvita se considera un fertilizante reciclable, respetuoso del medio ambiente y preferido debido a que (a) contiene 12,6% de P, 5,7% N y 9,9% de Mg, (b) tiene la tasa de liberación

lenta, (c) tiene bajo contenido de metales pesados y (d) tiene menos pérdida por evaporación de nitrógeno en comparación con otros fertilizantes como la urea (Yinghao Liu *et al.*, 2011).

b) Nitrógeno

Tratamiento biológico. La recuperación de nitrógeno a través de la extracción de amoníaco es de uso intensivo de energía y requiere grandes cantidades de productos químicos. Por lo tanto, una célula de combustible microbiana (MFC por sus siglas en inglés) fue desarrollada para producir energía de forma simultánea que se recupera amonio. En la figura 2.4 se muestra el esquema de una célula de combustible microbiana.

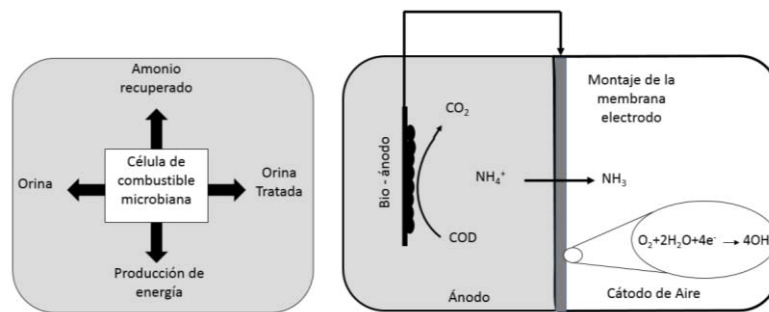


Figura 2.4 Esquema de MFC (célula de combustible microbiana) para recuperar amonio.

El amoníaco se recuperó mediante volatilización en el cátodo debido al alto pH y a la aireación de gas y se absorbió en una solución ácida. Los electrones necesarios para el transporte de NH_4^+ de ánodo a cátodo son producidos por los microorganismos en el ánodo. Los autores compararon los requerimientos energéticos con Maurer *et al.*, 2003, citado por P. Kuntke *et al.*, 2012 (ver tabla 2.9) de la extracción convencional de amoníaco obteniendo los siguientes resultados y muestra que ésta puede ser una tecnología de recuperación de amonio sostenible.

Nitrificación- Destilación. Udert *et al.*, 2012, combinaron la nitrificación biológica y la destilación para recuperar todos los nutrientes de la orina de fuente separada, con un pretratamiento ácido para evitar la volatilización de amoníaco. Posteriormente se nitrificó en un reactor de biopelícula con membrana aireada, produciendo una solución de pH 6.2 a 7 y una relación amonio/nitrato de entre 0.87 y 1.15 g N/g N con una nitrificación máxima de 1.8 ± 0.3 g N/m²d. En la siguiente etapa la orina nitrificada se concentró en un

reactor de destilación a escala laboratorio, recuperando los nutrientes en polvo seco. El sólido contiene aparte de nitratos sustancias y elementos como sulfato, potasio y fosfatos.

TABLA 2.9 ANÁLISIS DE LA ENERGÍA PARA LA RECUPERACIÓN Y EXTRACCIÓN DE AMONIO NH₃ CONVENCIONAL Y POR MFC (MICROBIAL FUEL CELL).

	RECUPERACIÓN POR MFC	EXTRACCIÓN CONVENCIONAL
Aireación (kJ gN ⁻¹)	10.93	26.3a
Energía producida (kJ gN ⁻¹)	-6.69	0
CaO (kJ gN ⁻¹)	b	13.9a
H ₂ SO ₄ (kJ gN ⁻¹)	-7.7a	-7.7a
Rendimiento energético neto (kJ gN ⁻¹)	-3.46	32.5a

a(Maurer et al., 2003).b no requerido.

Sorción con aire (desorción-absorción): El amoniaco puede ser removido fácilmente de la fase líquida a valores altos de pH y subsecuentemente ser absorbido en ácido sulfúrico en forma de sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄).

Basakcilardan-Kabakci *et al.*, 2007 recuperaron amoniaco de orina humana separada, por medio de la extracción con aire en un sistema por lotes y una absorción en solución de ácido sulfúrico concentrada con diferentes valores de pH y gastos de aire (ver figura 2.5) ; de esta manera analizaron la influencia de cada factor en el proceso. Calcularon los coeficientes de transferencia de masa de acuerdo al distribuidor de aire empleado para representar el contacto del aire con la orina, la transferencia más alta que obtuvieron fue de 0.085 g/h a pH de 12 y un flujo de aire de 0.21 m²/h. El análisis que presentan es referido a la desorción de amoniaco, determinaron la concentración de amoniaco con respecto al tiempo de prueba a diferentes condiciones. Reportan que un 92% del amoniaco fue recuperado como sulfato de amonio, más, sin embargo, no reportan resultados de la absorción de amoniaco en la solución ácida.

En el trabajo experimental realizaron pruebas en un sistema por lotes, en este tipo de operación la transferencia de masa es modelada como la teoría de las dos capas “cada flujo

presenta una resistencia a la transferencia de masa pero las concentraciones de ambos en la interface están en equilibrio”.

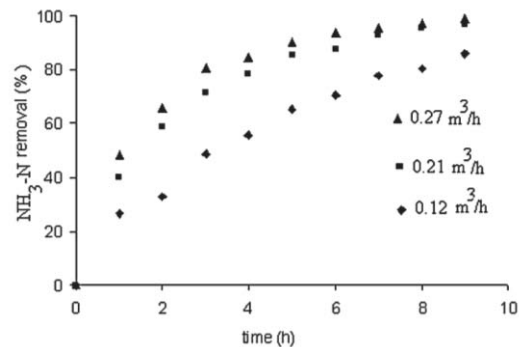


Figura 2.5 Remoción de nitrógeno amoniacal con respecto al tiempo, con gastos de aire de 0.12, 0.21 y 0.27 m³/h a pH=12 (Başakçılardan-Kabakçi *et. al.*, 2007).

El tratamiento de la orina separada presenta varias ventajas para la remoción de nutrientes como: ahorro de energía, prevención de contaminación, accesibilidad económica en comparación con el tratamiento de aguas residuales, ya que éstas contienen diferentes tipos de residuos y una gran cantidad de agua con las que son transportadas hasta las plantas de tratamiento.

2.5 Proceso de sorción de NH₃

El proceso puede realizarse en diferentes equipos como en bancos de tubos, sobre esferas aisladas, burbujeadores sobre el líquido, torres empacadas o en torres de platos. Las torres empacadas son empleadas a nivel industrial tanto para la desorción como para la absorción de gases inclusive para el amoniaco, ya que el tipo de contacto de los flujos en el equipo permite una buena transferencia.

Consiste en la transferencia de masa de la fase líquida a la gaseosa, que se lleva a cabo por el contacto del líquido que tiene el gas que se va a extraer con un gas que no lo contiene inicialmente (Metcalf & Eddy, 2003).

La desorción de nitrógeno amoniacal de un líquido depende de la transferencia de masa provocada por el gas de arrastre, mientras que en la absorción (en un líquido) depende de la capacidad de la solución absorbente. Las variables más importantes que afectan el

proceso en una operación de desorción-absorción son el pH, la temperatura, el gasto de gas de arrastre y la relación de gas-líquido.

2.5.1 pH

De acuerdo con el diagrama de la figura 2.1 para que la especie predominante sea el amoniaco es necesario desplazar el equilibrio a condiciones básicas. En cambio, en el caso de la absorción son necesarias condiciones ácidas para favorecer la formación de ion amonio.

2.5.2 Temperatura

La desorción de amoniaco es también dependiente de la temperatura, como se reporta en la figura 2.6. Al incrementarla, aumenta el porcentaje de amoniaco y la posibilidad de mayor desorción del agua o del residuo. Como ejemplo, para pH de 9, de cero a 40 °C, la concentración de amoniaco acuoso se incrementa de 10 a 60 %.

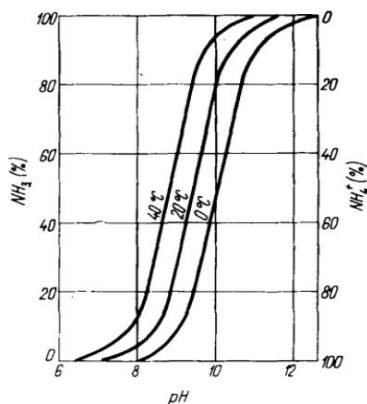


Figura 2.6 Efecto del pH y temperatura en la distribución de amoniaco y del ion amonio en agua (Negulescu, 1985).

Tal comportamiento se explica mediante la Ley de solubilidad de gases de Henry (Citado por Metcalf & Eddy, 2003), que enuncia que el equilibrio o concentración de saturación de gas disuelto en un líquido es una función del tipo de gas y la presión parcial del mismo en contacto con el líquido, la relación entre la fracción molar del gas en la atmósfera y la fracción molar del gas en el líquido viene dada por la ecuación 2.1.

$$p_g = \frac{H}{P_T} X_g \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

Donde,

p_g , fracción mol del gas en el aire (mol del gas/mol de aire)

H , constante de Henry $\left(\frac{\text{atm}(\text{mol del gas/mol de aire})}{(\text{mol del gas/mol de agua})}\right)$

P_T , presión total (atm)

x_g , fracción mol del gas en el líquido (mol del gas/mol de agua)

X_g , $\frac{\text{mol del gas}(n_g)}{\text{mol del gas}(n_g)+\text{mol de agua}(n_w)}$

El cambio en la constante de la ley de Henry con la temperatura puede estimarse mediante la relación de Van't Hoff –Arrhenius (ver anexo A1).

2.5.3 Gasto de gas de arrastre

La velocidad de flujo superficial del gas dentro de la torre y en contacto con el líquido y el empaque es de gran influencia en la caída de presión de la torre, la cual aumenta si el gasto del gas es muy alto comparado con el líquido, lo cual provoca la inundación en el sistema. Se debe tener en cuenta que el gasto de gas debe ser menor a la velocidad de inundación de la torre, pero no tan bajo como para requerir una columna más grande (McCabe *et. al.*, 2007).

2.4.4 Relación gas-líquido

Para la operación de torres empacadas se plantea un balance de masa de estado estacionario (Metcalf & Eddy, 2003), de la remoción del gas disuelto en el líquido a tratar de acuerdo a la figura 2.7, donde se representa una torre empacada de flujos a contracorriente.

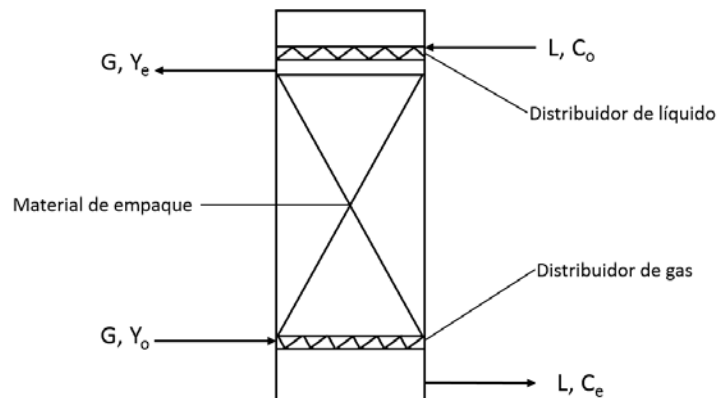


Figura 2.7 Esquema de una torre empacada de flujos a contracorriente (Metcalf & Eddy, 2003)

La representación simbólica está dada por la ecuación 3.2.

$$LC_o + Gy_o = LC_e + Gy_e \quad (\text{Ecuación 2.2})$$

Donde,

L, moles del líquido de entrada por unidad de tiempo

C_o, concentración del soluto en el líquido a la entrada en moles de soluto por mol de líquido.

G, moles del gas de entrada por unidad de tiempo

y_o, concentración del soluto en el gas de entrada en moles de soluto por mol de gas (libre de soluto).

C_e, concentración del soluto en el líquido a la salida de la torre, moles de soluto por mol de líquido.

y_e, concentración del soluto a la salida de la torre, moles de soluto por mol de gas (libre de soluto).

Combinando términos de la ecuación 2.2, conocida como línea de operación resulta la ecuación 2.3.

$$(y_o - y_e) = \frac{L}{G} (C_e - C_o) \quad (\text{Ecuación 2.3})$$

El equilibrio de esta línea está basada en la ley de Henry (Ecuación 2.1). Si el gas de entrada a la torre no contiene el soluto, entonces la ecuación 2.3 se simplifica a la ecuación 2.4.

$$y_e = \frac{L}{G} (C_o - C_e) \quad (\text{Ecuación 2.4})$$

Utilizando la ley de Henry, y_e se define de acuerdo a la ecuación 2.5.

$$y_e = \frac{H}{P_T} C'_o \quad (\text{Ecuación 2.5})$$

Donde,

y_e, concentración del soluto en el gas a la salida de la torre, mol de soluto por mol de aire.

H, Constante de Henry, $\frac{\text{atm} \left(\frac{\text{mol gas}}{\text{mol aire}} \right)}{\left(\frac{\text{mol gas}}{\text{mol líquido}} \right)}$.

P_T, presión total, atm.

C'_o , concentración del soluto en el líquido que está en equilibrio con el gas que deja la torre, mol de soluto por mol de líquido.

Despejando C'_o de la ecuación 2.5 y suponiendo que la concentración del soluto en el líquido de entrada a la torre se encuentra en equilibrio con el gas a la salida, se escribe como la ecuación 2.6.

$$\frac{G}{L} = \frac{P_T}{H} \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) \quad (\text{Ecuación 2.6})$$

Donde el valor de G/L (relación aire-líquido) representa el mínimo de aire que se puede usar para la desorción en las condiciones de $(y_o, y_e = \frac{H}{P_T} C'_o)$. En la práctica se utiliza una relación aire-líquido de 1.5 a 3 veces el mínimo teórico para una desorción efectiva, sin embargo la relación no es limitante por sí sola, sino por el tipo de contacto que existe debido a otras variables que reflejan influencia en la relación aire-líquido definido. La condición más difícil en la operación de torres empacadas es un buen contacto entre el líquido y el gas (McCabe, 2007). Cuando hay bajas velocidades de líquido pueden suceder dos cosas: que gran parte del empaque quede seco o que se estanque parte líquido, lo cual ocasiona la canalización. La relación entre el diámetro de la torre y el del empaque se recomienda 8:1 como valor mínimo, y el empaque debe colocarse aleatoriamente.

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

El nitrógeno se encuentra como urea en la orina; ésta es degradada fácilmente por microorganismos a amonio, el cual es favorable para las plantas. Aunque el enfoque ha sido prácticamente hacia la precipitación de la estruvita debido a la facilidad y la eficiencia del proceso, la remoción de nitrógeno en su forma amoniacal es el tema de interés en este trabajo experimental.

En este capítulo se describe el procedimiento empleado para el desarrollo experimental de la investigación, comenzando por la colecta y almacenamiento de la orina, así como los materiales, equipos, técnicas y métodos de análisis empleados y condiciones experimentales de tratamiento. De acuerdo con la información consultada en antecedentes, el proceso más viable para remover y recuperar el nitrógeno amoniacal de la orina es la desorción-absorción objeto de este estudio. En la figura 3.1 se muestra en un diagrama de flujo las etapas del tratamiento.

3.1 Colecta, almacenamiento y caracterización de la orina

3.1.1 Colecta y almacenamiento

La orina se colectó de una tubería derivada de un mingitorio seco en el edificio 5 del Instituto de Ingeniería de la UNAM que fluye a un contenedor de plástico de 20 litros. La orina colectada se almacenó en tambos de polietileno hasta tener el volumen suficiente.

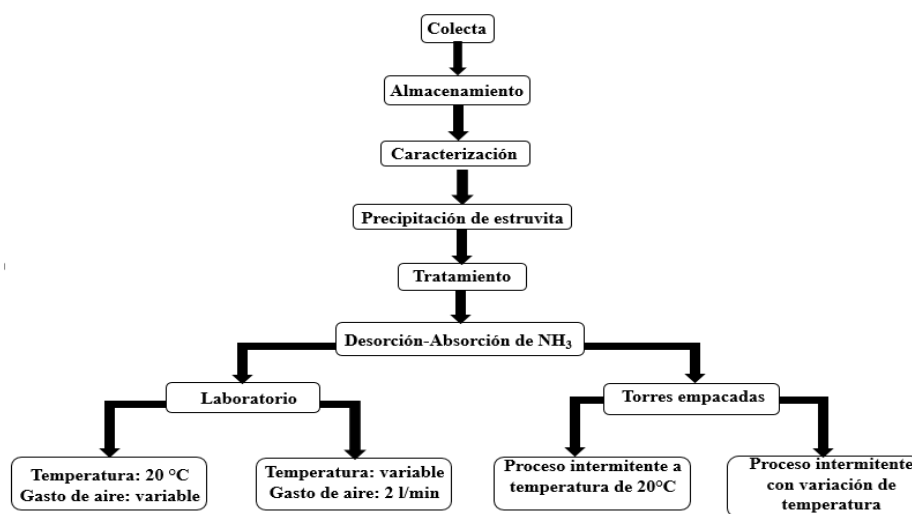


Figura 3.1 Diagrama de flujo de las etapas del tratamiento.

Se lograron almacenar 380 litros en dos tambos de polietileno de 200 litros. Dichos recipientes permanecieron tapados a temperatura ambiente ($\pm 20^{\circ}\text{C}$). En la figura 3.2 se presenta el diagrama del sistema para homogenizar el residuo y extraer muestras después de 2 meses de almacenamiento.

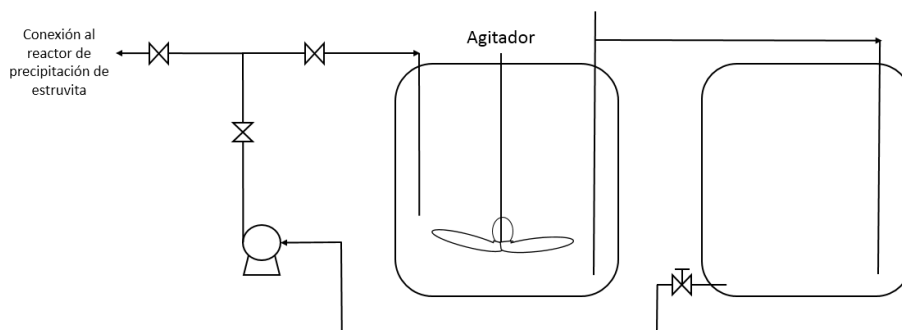


Figura 3.2 Sistema de homogenización de la orina

Se acondicionaron los contenedores, el de almacenamiento y el de mezclado (figura 3.2), con accesorios para tubería de PVC y manguera de plástico, para extraer muestras y operación de la bomba. Los agitadores se hicieron con varilla de acero inoxidable de $5/16''$ (0.79 cm) Φ , el material de las hélices fue de lámina de acero inoxidable, calibre 16 (1.52 mm de espesor).

3.1.2 Caracterización

De acuerdo con la información consultada de los estudios previos que se han realizado en la caracterización de la orina (Udert *et al.*, 2006, Maurer *et al.*, 2006), los parámetros más importantes a conocer de acuerdo a lo consultado en antecedentes fueron: nitrógeno, fósforo, metales (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} y Na^{+}), pH, alcalinidad, densidad, viscosidad y sólidos totales, que se llevaron a cabo de acuerdo con los métodos resumidos en la tabla 3.1

También se caracterizó la orina al final del tratamiento para conocer los parámetros que más influyen en el proceso; los métodos y equipos utilizados fueron los mismos que para la caracterización de orina almacenada. En este caso los parámetros que se determinaron fueron: fósforo, nitrógeno amoniacal, pH, alcalinidad, metales (Na, K, Ca y Mg), turbiedad y color.

TABLA 3.1 PARÁMETROS, MÉTODOS Y EQUIPOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LA ORINA

PARÁMETRO	MÉTODO	EQUIPO E INSTRUMENTOS
Nitrógeno Total	Digestión Total Kjendahl	BÜCHI, modelo K-424
Nitrógeno amoniacal	Destilación Primaria	BÜCHI , modelo K-350
Fosfatos	Colorimetría EPA 365.2+3	SPECTROQUANT NOVA 60
Nitratos	Colorimetría ISO 7890/1	
pH	Potenciométrico	Potenciómetro HANNA , modelo 8314
Alcalinidad	Volumetría	Potenciómetro HANNA, modelo HI 8314
Metales(Na, K,)	Flamometría	CORNING 400
Metales(Ca, Mg,)	Espectrometría de Absorción atómica	Thermo Scientific iCE3000
Sólidos Totales	Gravimetría	Estufa FELISA 292, Mufla LINDBERG 51894, Balanza analítica SHIMADZU AUY120
Sólidos solubles totales	Gravimetría	
Sólidos volátiles totales	Gravimetría	
Sólidos suspendidos totales	Gravimetría	
Turbidez	Turbidimetría	Turbiquant (MERCK) 1100 IR
Color	Colorimetría	HACH DR/4000U Spectrophotometer
Densidad	Gravimetría	Balanza analítica SHIMADZU AUY120
Viscosidad	Viscosímetro	Viscosímetro de Oswald

Nota. Durante la experimentación y análisis se utilizó material de vidrio como vasos de precipitados, refrigerantes, matraces de bola, pipetas, tubos de ensayo, tubos digestores, probetas, etc., que fueron previamente lavados con jabón extran libre de fosfatos y agua destilada. Todos los reactivos utilizados fueron grado analítico. El procedimiento de cada método se presenta en el **anexo A2** (de A2.1 a A2.7)

3.2 Precipitación de fosfatos

De acuerdo consultado en antecedentes, es conveniente la remoción de fósforo como estruvita, ya que al hacerlo en una parte naturalmente, disminuye el costo de operación y ayudará a evitar interferencia de los fosfatos en la orina para la remoción de amoniaco.

El reactor y la metodología para la precipitación de estruvita fue el utilizado por Martínez y Fuentes, 2010. Al iniciar la prueba se conectaron las mangueras y accesorios entre los tanques y el reactor, se pusieron en operación las bombas de cada solución (ver Anexo A3.1), el tiempo de retención hidráulica fue de 60 min, dejando sedimentar 60 min.

adicionales al término de la prueba. En la figura 3.3 se esquematiza el equipo utilizado en un diagrama de flujo para tratar 90 litros de orina.

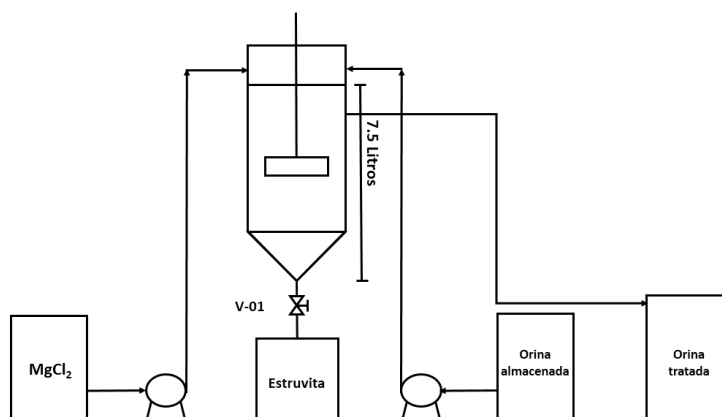


Figura 3.3 Diagrama de flujo de la precipitación de fosfatos

3.3 Pruebas de desorción-absorción de NH_3

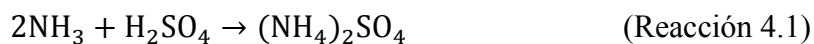
Debido a la poca información que existe al respecto de la recuperación de amoníaco de orina humana, se plantearon dos alternativas de experimentación: una en el laboratorio para definir condiciones de operación (desorción-absorción) en proceso intermitente y otras en torres empacadas tomando como base los resultados de las primeras.

3.3.1 Laboratorio

Se modificó el pH con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ hasta alcanzar un $\text{pH} \geq 12$, ya que para la desorción del amoníaco esa condición de pH es el más eficiente de acuerdo a lo reportado en diferentes trabajos y en el diagrama de equilibrio del amoníaco, tanto en la orina (Başakçıldan-Kabakçi, *et. al.*, 2007) como en aguas residuales (Guştin, *et. al.*, 2011, Xuejun Quan, *et al.*, 2009, figura 2.6, Negulescu, 1985). Se necesitaron 29.2 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Q.P (98.7%) por cada litro de orina (Anexo A3.2).

De acuerdo con el inciso 2.5 las otras variables que afectan la desorción de amoníaco son: la temperatura, el gasto de aire; en el caso de la absorción en medio ácido, la concentración de la solución es la variable a controlar para garantizar que el amoníaco pueda reaccionar completamente con el ácido; y para ambos procesos (desorción-absorción) en un sistema de burbujeo directo, el difusor de aire también tiene un efecto importante.

Como absorbente se utilizó una solución de H₂SO₄, en la cual al burbujear el amoníaco desorbido de la orina ocurre la reacción 4.1.



Se realizó una prueba preliminar con una solución ácida de relación estequiométrica H₂SO₄ : NH₃ menor a 1 : 1 para ver si la absorción no depende específicamente del ácido. Las pruebas para observar estos efectos se resumen en la tabla 3.2.

Tabla 3.2 CONDICIONES DE PRUEBAS A 20 °C Y AIRE (1.5 L/MIN)

PRUEBAS	SOLUCIÓN ÁCIDA	DIFUSOR
1	H ₂ SO ₄ 0.1 N	1 ^[1]
2	H ₂ SO ₄ 0.45 N	1 ^[1]
3	H ₂ SO ₄ 0.45 N	2 ^[2]

^[1] comercial, ^[2] de laboratorio

Las pruebas de interés para esta tesis fueron las que se realizaron variando la temperatura y el gasto de aire en el laboratorio para conocer de acuerdo a las condiciones presentadas en la tabla 3.3 si mejora la desorción-absorción de amoníaco bajo qué condiciones. En el diagrama de la figura 3.4 se representa el sistema de operación experimental en el laboratorio.

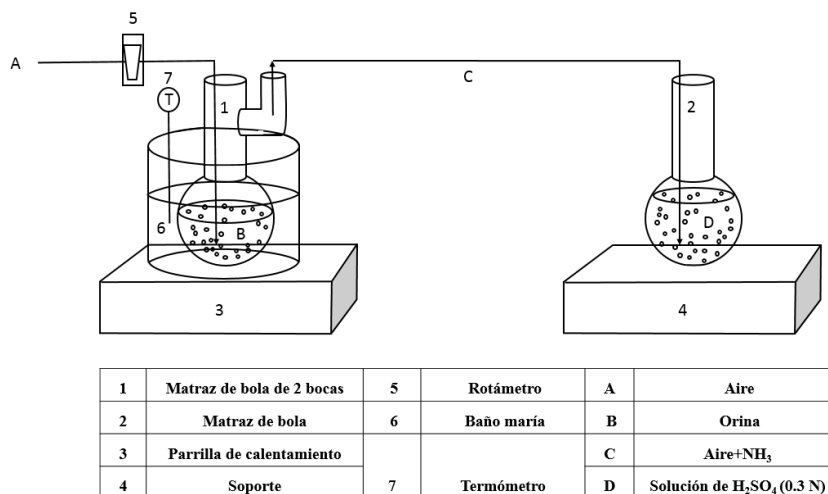


Figura 3.4 Diagrama del sistema de operación en laboratorio

TABLA 3.3 CONDICIONES DE LAS PRUEBAS EXPERIMENTALES EN EL LABORATORIO

PRUEBAS A 20 ° C	
NÚMERO	GASTO DE AIRE(l/min)
1	1
2	1.5
3	2
PRUEBAS CON AIRE= 2 l/min	
NÚMERO	TEMPERATURA (°C)
4	40
5	60

Pruebas a 20 ° C y gasto de aire variable

Se adicionaron para cada prueba 300 ml de orina a pH de 12 en el matraz 1 de desorción, que fue modificado mediante la adición de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y después decantado. En el matraz 2, de absorción, se dosificaron por prueba 500 ml de la solución ácida de H_2SO_4 (0.3 N). Una vez interconectados los matraces la presión de aire fue regulada con un manómetro mientras que el gasto se reguló con un rotámetro para cada prueba.

Pruebas con 2 l/min de aire y temperatura variable

Los volúmenes utilizados de orina, de solución ácida y modificación de pH fueron en las mismas condiciones que para la prueba a temperatura de 20°C. Se utilizó un baño maría para mantener la condición de temperatura de cada prueba.

3.3.2 Torres empacadas

Con las pruebas del laboratorio se determinaron las condiciones para el caso de las torres empacadas, con las discrepancias que eso implicó. Debido al consumo de cal en el acondicionamiento del pH de la orina, en lugar de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Q.P. se utilizó CaO industrial porque se trata de tener el menor costo posible, de 82 % de pureza (ver Anexo A3.2). La temperatura se controló manteniendo la orina en baño maría antes y después de fluir por la columna.

Las torres empacadas se construyeron de tubo hidráulico de PVC de 4" (10.16 cm)Φ, ced. 40, bridadas en ambos extremos. Todo el material de la tubería, válvulas y accesorios fue del mismo que las torres pero de ½ " (1.25 cm) Φ. Inicialmente se planeó hacer las pruebas con 20 litros de orina, sin embargo, como el proceso fue lento, hubo necesidad de modificar el volumen a 2.5 litros para acelerarlo. El diámetro del empaque (esferas de vidrio) fue de 1cm.

En la figura 3.5 se representa el diagrama de flujo de operación en torres empacadas y en la tabla 3.4 se identifican las condiciones experimentales de dichas pruebas.

TABLA 3.4 CONDICIONES DE PRUEBAS EN TORRES EMPACADAS

PRUEBA	GASTO DE ORINA A TRATAR(L/MIN)	GASTO DE SOLUCIÓN ÁCIDA(L/MIN)	GASTO DE AIRE(L/MIN)	TEMPERATURA(°C)
1 ^[1]	1.73	3.04	4	20
2 ^[1]	4	4	8	20
3 ^[1]	6	6	6	20
4 ^[2]	4.3	3.95	6	20
5 ^[2]	4.3	3.95	6.5	30
6 ^[2]	4.3	3.95	6.5	40

^[1] Pruebas con 20 litros de orina y solución de absorción (H₂SO₄ 0.45 N)

^[2] Pruebas con 2.5 litros de orina y solución de absorción (H₂SO₄ 0.45 N)

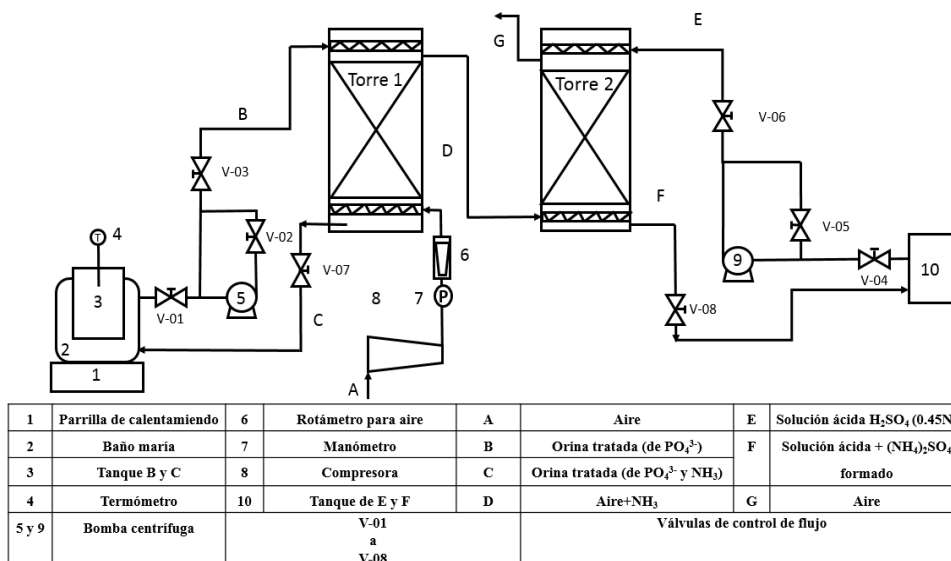


Figura 3.5 diagrama de flujo de las torres empacadas (sistema cerrado con flujos continuos)

3.4 Costos del tratamiento

Se analizaron los costos generales del tratamiento en torres empacadas con el fin de conocer la rentabilidad en base a la prueba más eficiente a temperatura ambiente, ya que si el proceso se considera como una alternativa para evitar el derroche de agua con calidad sanitaria sería necesario un análisis de ingeniería y economía detallado.

Para realizar un balance económico, se consideraron gastos fijos y variables de acuerdo a la implementación del sistema de operación (se realizó amortización de equipos e instrumentación), los análisis, mano de obra y reactivos empleados; por otra parte, para las ganancias se determinaron los costos en función de los resultados experimentales obtenidos.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en la fase experimental, que consistió en la caracterización de la orina humana antes y después del tratamiento, la precipitación de fosfatos, las pruebas de sorción de nitrógeno amoniacal, tanto en laboratorio como en torres empacadas.

4.1 Caracterización de orina almacenada

La orina, como se ha mencionado en los capítulos anteriores sigue una dinámica de degradación con el tiempo, fue de vital importante conocer las características iniciales del residuo para conocer los parámetros que pudieran influenciar el tratamiento. En la tabla 4.1 se presentan los datos obtenidos de la caracterización de la orina almacenada.

TABLA 4.1 CARACTERIZACIÓN DE ORINA ALMACENADA

PARÁMETRO	ORINA ALMACENADA(mg/L)
NH ₃ -N	6874
N _{TOT}	7139
DQO	15750
pH	9.1 ^[1]
PO ₄ ³⁻	837
NO ₃ ²⁻	44
Na	3055
K	2018
Ca	4.3
Mg	0.3
Sólidos totales	17780
Sólidos volátiles totales	4850
Sólidos solubles	6300
Sólidos suspendidos	9470
Densidad 20°C	1.02 ^[2]
Viscosidad 20°C	1.05 ^[3]
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	24420 ^[4]
Turbiedad(NTU)	330 ^[5]
Color aparente (Pt-Co)	3353 ^[6]
Color real (Pt-Co)	978 ^[6]

^[1] Adimensional, ^[2] g/cm³, ^[3] centipoises, ^[4] mgCaCO₃/l, ^[5] NTU, ^[6] Pt-Co.

Cabe señalar que la orina fue almacenada en un tanque cerrado a temperatura ambiente entre 20 y 25 °C durante aproximadamente 2 meses. No se realizó caracterización de orina fresca ya que no era el propósito de experimentación tratarla en esa condición.

Como se observa en la tabla 4.1 la concentración de nitrógeno amoniacal corresponde ya al 96.3% de la del nitrógeno total debido a la hidrólisis de la urea (ver reacción 2.5), por lo tanto, puede esperarse buena remoción de amoniaco.

4.2 Precipitación de fosfatos

Después de la remoción de fosfatos de la orina, se analizó para conocer la concentración de fosfatos y amoniaco, las cuales fueron 50.3 y 6268 mg/L respectivamente, las cuales corresponden al volumen total de la mezcla entre orina y solución de magnesio.

4.3 Pruebas de desorción-absorción de NH₃

La sorción se llevó a cabo en proceso intermitente, en el laboratorio y en las torres empacadas, los resultados se presentan separados para posteriormente analizar e interpretar las diferencias en cada proceso.

4.3.1 Laboratorio

De las pruebas preliminares realizadas en el laboratorio fue posible conocer el efecto del tipo de difusores de gas de arrastre y la concentración de solución ácida para la absorción. Se compararon dos tipos de difusores: uno de vidrio (b1), de burbuja pequeña, y uno comercial de los que se emplean en las peceras (b2), con burbuja de pequeña a mediana.

Esta prueba fue importante para determinar cuál de los difusores se emplearía en las demás pruebas, el más eficiente fue el b1 y se utilizó en las pruebas posteriores. De acuerdo con la figura 4.1 y características de burbuja de cada uno, en el sistema empleado y para las características del mismo, las burbujas pequeñas-medianas del b1 presenta más eficiencia en la transferencia, esto pudo deberse a que este difusor permitía más turbulencia dentro del sistema y el contacto entre las burbujas y el líquido fue mayor.

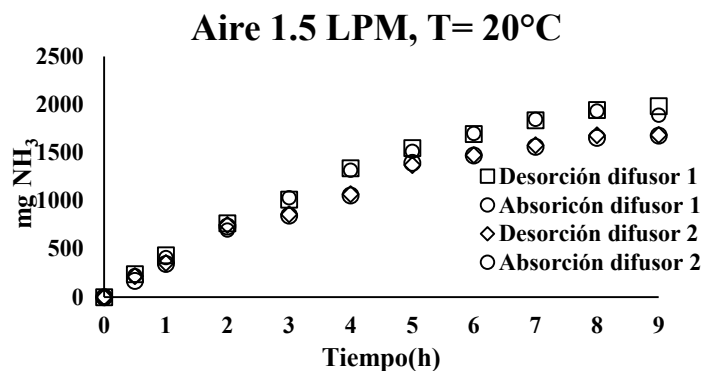


Figura 4.1 Efecto del tipo de difusor en la desorción-absorción de NH₃

Otro efecto estudiado fue la influencia de la concentración de la solución de ácido en la absorción, para observar si se presentó saturación de la solución con amoníaco; esto es, que la solución debido a la estequiometría de la reacción de formación del sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄) fuera incapaz de absorber de manera eficiente el NH₃.

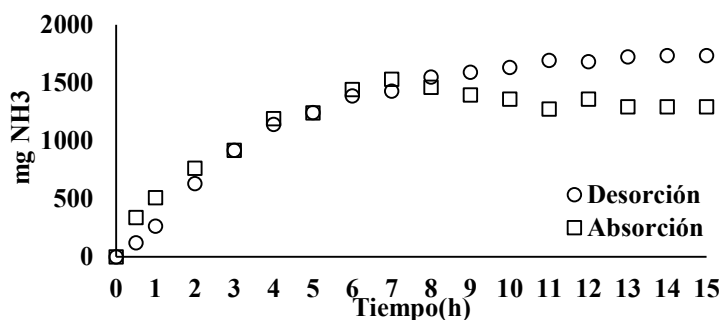


Figura 4.2 Comparación la absorción respecto a la desorción con H₂SO₄ 0.1 N, aire 1.5 l/min a 20 ° C.

Para las pruebas siguientes de sorción se empleó una solución ácida con relación molar H₂SO₄: NH₃ de 1.2 : 1, para garantizar que la solución sería capaz de absorber el 100% del amoníaco, claro tomando en cuenta una eficiencia total del sistema.

El lector debe tener en cuenta que dentro de éste capítulo las gráficas 4.5 a la 4.9, 4.11 a la 4.13 y de la 4.15 a la 4.17; en las que se comparó la absorción frente a la desorción, el amoníaco fue representado con unidades de masa (mg NH₃). La desorción se reporta como la cantidad removida de amoníaco a un tiempo determinado, se realizó mediante las ecuaciones 4.1 y 4.2; mientras que la absorción es la masa de amoníaco absorbida a un tiempo

determinado dado por la ecuación 4.3 a partir de los resultados de cada prueba (ver anexos A4.1, A4.2).

$$M_{D_{NH_3}} = M_{0_{NH_3}} - M_{t_{NH_3}} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

Donde,

$M_{D_{NH_3}}$, amoníaco desorbido (mg NH_3)

$M_{0_{NH_3}}$, amoníaco inicial en la orina a tratar (mg NH_3)

$M_{t_{NH_3}}$, amoníaco residual de amoníaco a cada tiempo de muestreo durante la prueba (mg NH_3)

$$M_{D_{NH_3}} = C_{0,t_{NH_3}} * V_{orina} \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

Donde,

$M_{D_{NH_3}}$, amoníaco desorbido (mg NH_3)

$M_{0_{NH_3}}$, amoníaco inicial en la orina a tratar (mg NH_3/l)

V_{orina} , volumen de la orina (l)

$$M_{A_{NH_3}} = M_{0,t_{NH_3}} * V_{H_2SO_4} \quad (\text{Ecuación 4.3})$$

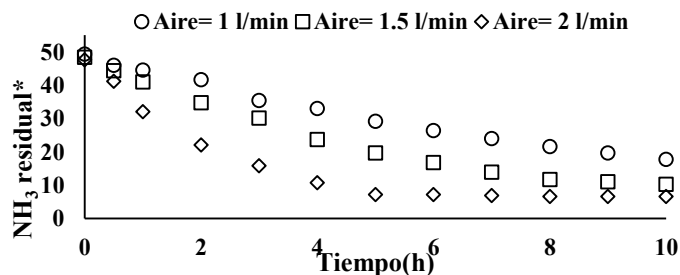
Donde,

$M_{A_{NH_3}}$, amoníaco absorbido (mg NH_3)

$M_{0_{NH_3}}$, amoníaco inicial en la solución de absorción de H_2SO_4 (mg NH_3/l)

V_{orina} , volumen de la solución ácida (l)

Durante el tiempo de tratamiento y de acuerdo a los parámetros establecidos en el capítulo de metodología se realizaron las pruebas en el laboratorio para observar la influencia del gasto de aire y temperatura.



*concentración molar ((mol/l)x10⁻³)

Figura 4.3 Efecto del gasto de aire en la desorción de amoníaco

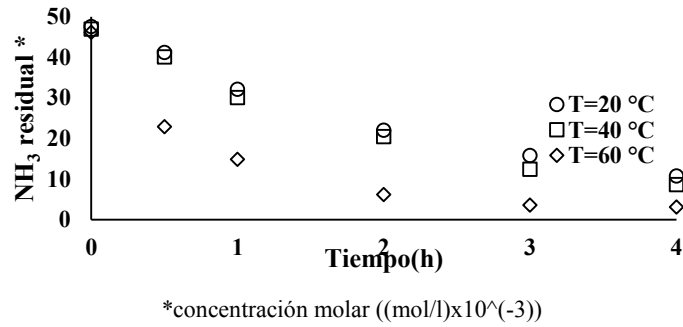


Figura 4.4 Efecto de la temperatura en la desorción de amoniaco con aire de 2 l/min

En las figuras 4.3 y 4.4 se representa el efecto del gasto de aire y temperatura en la desorción, la cual en estos casos es reportada como la concentración de amoniaco residual, es decir, la concentración que permanece en la orina a cada tiempo de muestreo durante el tratamiento, de acuerdo a la ecuación 4.4.

$$[NH_3]_{residual} = C_{NH_3} \left(\frac{mg}{l} \right) * \left(\frac{1g}{1000mg} \right) \left(\frac{1mol NH_3}{17 g NH_3} \right) [=] \frac{mol NH_3}{l} \quad (\text{Ecuación 4.4})$$

Como se observa en la figura 4.3 conforme el gasto de aire aumenta, la concentración del amoniaco residual disminuye en la orina por unidad de tiempo; siguiendo la trayectoria de la curva, en el punto que ésta hace la inflexión, la concentración de amoniaco ya no es removida en cantidades representativas, de acuerdo a las condiciones de la prueba se llegó al máximo de remoción. Por ejemplo, en la prueba realizada con 2 l/min de aire, a la hora 5 del tratamiento se removió aproximadamente el doble en comparación con la prueba con 1 l/min (misma hora de tratamiento). De la figura 4.4 se observa que el aumento de la temperatura reduce el tiempo de proceso, la concentración de amoniaco en el sistema de desorción disminuye de manera favorable.

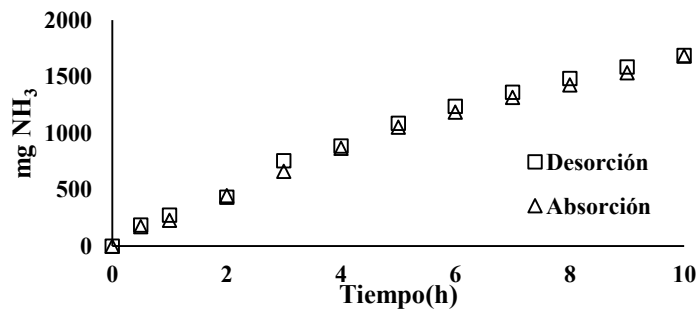


Figura 4.5 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 20 ° C con 1 l/min de aire

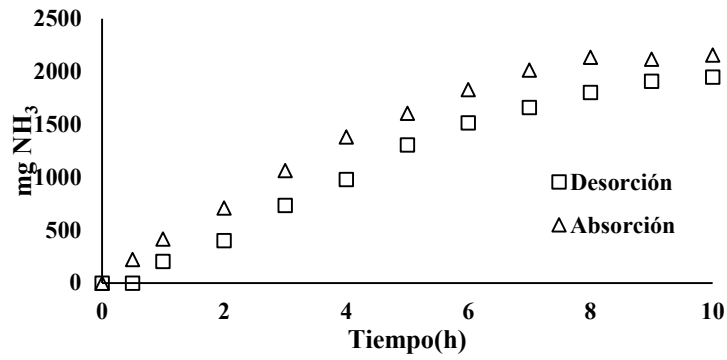


Figura 4.6 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 20 ° C con 1.5 l/min de aire

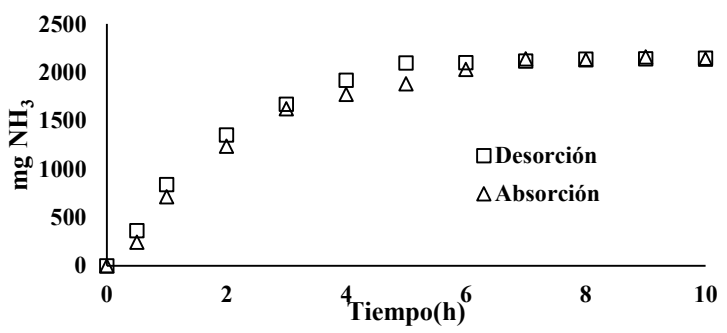


Figura 4.7 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 20 ° C con 2 l/min de aire

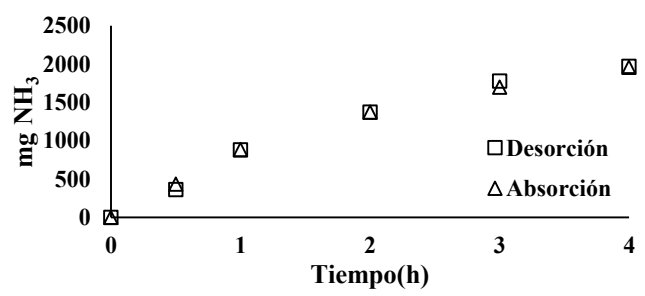


Figura 4.8 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 40 ° C con 2 l/min de aire

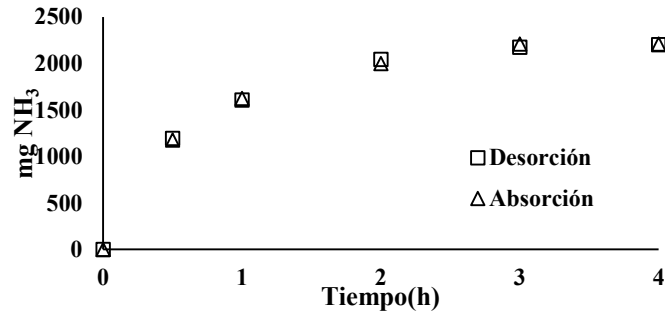


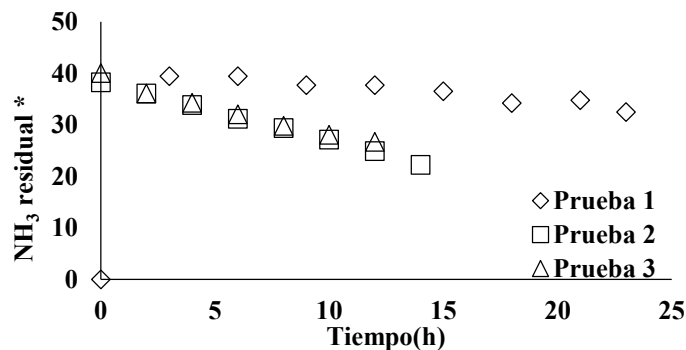
Figura 4.9 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH_3 a 40°C con 2 l/min de aire

Tanto para las pruebas a temperatura como a gasto de aire constante, la absorción como tal en este proceso, depende de la capacidad de remoción, es decir, la desorción a las diferentes condiciones experimentales.

4.3.2 Torres empacadas

Proceso intermitente a temperatura de 20°C

Las tres pruebas realizadas fueron operadas con carga de 20 L a temperatura ambiente de 20°C , con variaciones en gastos de orina, solución ácida y aire en las torres.



*concentración molar $((\text{mol/l}) \times 10^{-3})$

Figura 4.10 Efecto de la variación de flujos de orina, ácido y aire en la desorción de amoníaco en proceso intermitente con recirculación a 20°C

Las condiciones de cada prueba se reportan en la tabla 2.7 del inciso 2.4.3 correspondiente al capítulo de metodología.

El tiempo de tratamiento disminuyó conforme se incrementó el gasto de aire, aunque como se observa en la figura 4.10 en la pruebas 2 y 3 el aumento de 8 a 10 l/min de aire no se observó diferencia considerable en cuanto al amoniaco desorbido, comparando las pruebas 1 y 3 de 4 y 10 l/min si es importante la variación en la remoción; ya que al mismo tiempo de 12 horas, en la prueba 1 comparando con la prueba 2, la concentración de amoniaco residual es aún muy elevada.

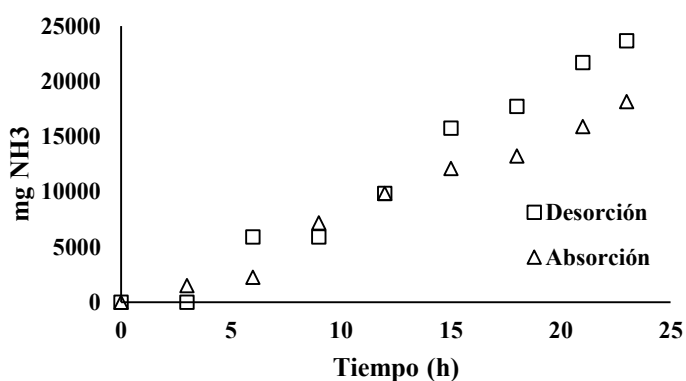


Figura 4.11 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH_3 a 20°C , Aire= 4 l/min, Qorina= 1.76 l/min, Qácido=3.04 l/min

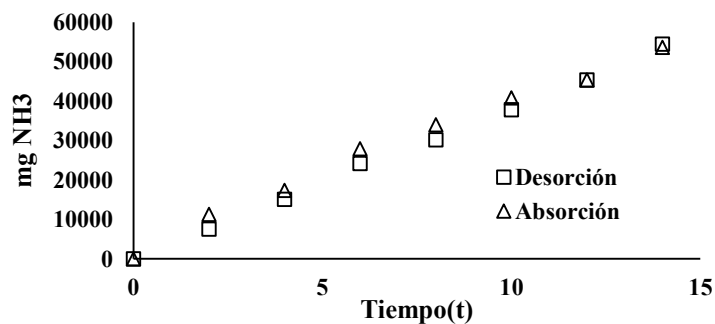


Figura 4.12 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH_3 a 20°C , Aire= 7-9 l/min, Qorina= 4 l/min, Qácido= 4 l/min

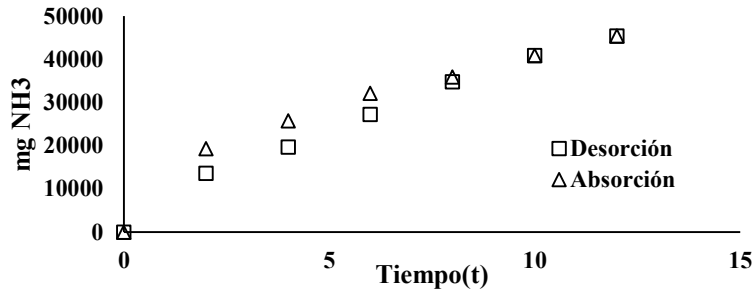
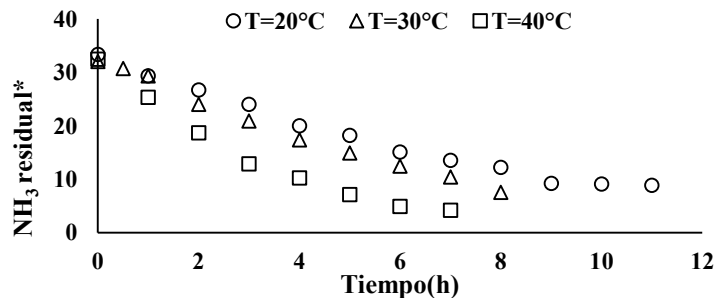


Figura 4.13 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH_3 a 20°C , Aire= 9-11 l/min, Qorina= 6 l/min, Qácido= 6 l/min

En las figuras 4.11, 4.12 y 4.13 es representada la absorción en solución ácida del amoniaco desorbido de orina humana de cada prueba, haciendo hincapié en que fue un proceso intermitente con recirculación. El aumento del gasto de aire y de las soluciones en el proceso, benefician la rapidez de desorción, comparando las pruebas 2 y 3 contra la prueba 1, pero al comparar la prueba 2 y la prueba 3 a pesar del aumento de los gastos la desorción fue casi la misma. Se observa que la absorción fue eficiente y que tiene un comportamiento similar al encontrado en las pruebas de laboratorio en cuanto a la dependencia de la absorción hacia la desorción.

Proceso intermitente a temperatura variable

Se llevaron a cabo con cargas de 2.5 L y con gastos de orina, solución ácida y aire constantes, variando la temperatura de la orina. En la figura 4.14 se representa gráficamente los resultados de desorción a diferentes temperaturas.



*concentración molar ((mol/l)x10⁻³)

Figura 4.14 Efecto de la variación de temperatura desorción de amoniaco en proceso intermitente con recirculación

Las condiciones de cada prueba se reportan en la tabla 2.7 del punto 2.4.3 correspondiente al capítulo de metodología.

El aumento de la temperatura en la orina disminuye el tiempo de tratamiento y aumenta considerablemente la desorción, coincidiendo con los resultados de las pruebas de laboratorio a temperatura variable. Sin embargo, la absorción es menos eficiente, esto puede deberse a diferentes factores, en las pruebas a temperatura constante la absorción fue prácticamente eficiente en todas las pruebas (ver figuras 4.15 a 4.17) lo que puede significar es que parte del amoniaco desorbido se haya fugado por su volatilidad.

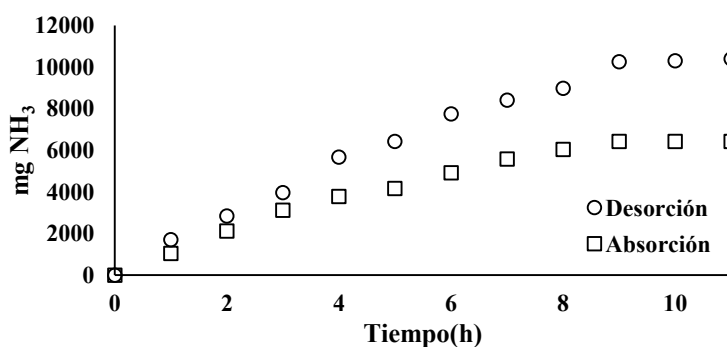


Figura 4.15 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 20°C, Aire= 6 l/min, Qorina= 4.3 l/min, Qácido= 4 l/min

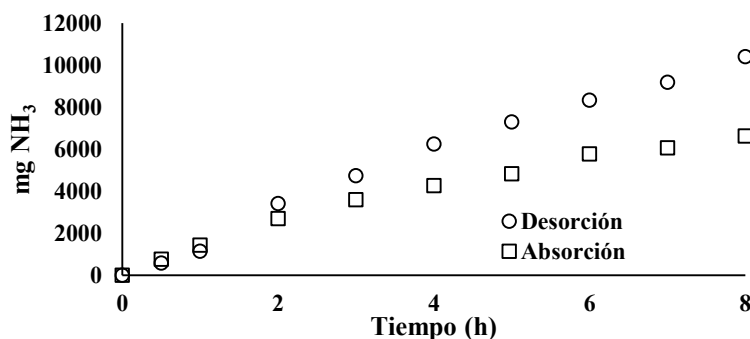


Figura 4.16 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 30°C, Aire= 6 l/min, Qorina= 4.3 l/min, Qácido= 4 l/min

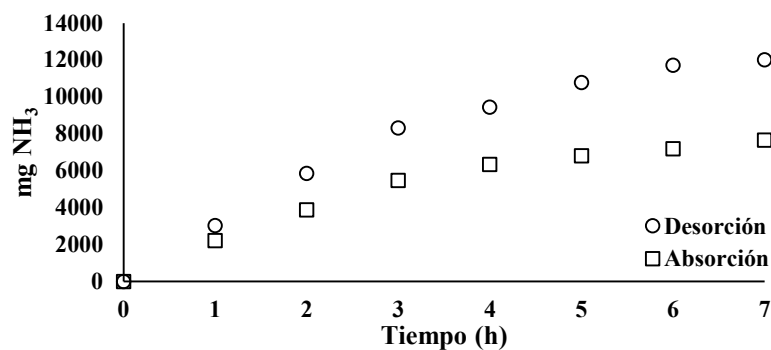


Figura 4.17 Comparación de la capacidad de absorción frente a la de desorción en masa de NH₃ a 40°C, Aire= 6l/min, Qorina= 4.3 l/min, Qácido= 4 l/min

4.4 Caracterización de la orina tratada

4.4.1 Laboratorio

En la experimentación en el laboratorio se analizó el volumen de orina tratada al final de las pruebas; la filtración fue necesaria en la caracterización por la precipitación de CaCO₃.

TABLA 4.2 COMPARACIÓN EN LA CARACTERIZACIÓN DE ORINA TRATADA A NIVEL LABORATORIO Y LA ALMACENADA

PARÁMETRO	ORINA ALMACENADA	ORINA TRATADA				
		PRUEBA 1	PRUEBA 2	PRUEBA 3	PRUEBA 4	PRUEBA 5
		T=20°C, AIRE 1 l/min	T=20°C, AIRE 1.5 l/min	T=20°C, AIRE 2 l/min	T=40°C, AIRE 1 l/min	T=60°C, AIRE 1 l/min
NH ₃ -N ^[1]	6874	2484	1443	923	1209	529
pH	9.1	10.1	9.0	8.0	9.7	8.5
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	24420	5874	5280	3300	5148	2970
Na ^[1]	3055	2930	3030	3129	3129	3030
K ^[1]	2018	2019	2142	2390	2019	2019
Ca ^[1]	4.3	878	1502	771	1015	1209
Mg ^[1]	0.3	0.5	1.8	0.6	0.9	1.1
Turbidez (NTU)	330	7.5	25.3	108.1	22.3	54.3
Color real(Pt-Co)	978	495	415	507	488	518

^[1] mg/l.

De la tabla 4.2 se observan variaciones en los parámetros determinados, de acuerdo a la eficiencia de desorción la cantidad de nitrógeno amoniacal disminuye del valor de la orina almacenada en la muestra inicial (ver tabla 4.1) de manera significativa al igual que la alcalinidad, color y turbiedad, mientras que los metales como sodio y potasio presentan algunas diferencias en cuanto a un pequeño aumento, esto puede atribuirse a variaciones en la determinación o a contaminación de los reactivos utilizados en el tratamiento ($MgCl_2$ y $Ca(OH)_2$) con estos metales.

El potasio es un elemento que podría recuperarse de la orina después del tratamiento para remoción de fósforo y nitrógeno, lo cual es de interés ya que también es un nutriente muy requerido para la fertilización de cultivos.

4.4.2 Torres empacadas

En esta etapa experimental el interés fue observar si existe una mejora en el proceso de sorción de amoniaco de orina humana empleando torres empacadas, que implican diferencias en la transferencia de masa. Los parámetros analizados durante esas pruebas fueron limitados a nitrógeno amoniacal en comparación con las pruebas en laboratorio por cuestiones de tiempo y practicidad.

TABLA 4.3 CARACTERIZACIÓN DE ORINA TRATADA EN TORRES EMPACADAS

PRUEBA	NH ₃ - N (mg/L)
1 ^[1]	4625
2 ^[1]	3115
3 ^[1]	3738
4 ^[2]	1246
5 ^[2]	1059
6 ^[2]	592

^[2] 20 L en torres empacadas

^[2] 2.5 L en torres empacadas

4.5 Costos del tratamiento

Los costos de tratamiento se determinaron de manera muy general para saber si las condiciones de operación en las torres empacadas son redituables económicamente y para tener una idea de qué tan caro resultó el tratamiento, pensando también en un posible

desempeño a nivel industrial para el cual el análisis de costo y la ingeniería debería ser a mayor detalle.

El análisis de costo se realizó sólo para la prueba más eficiente en las torres empacadas a temperatura ambiente (20 °C) a gasto de aire de 6 l/min con carga de 2.5 litros de orina y solución ácida a las torres. Se consideraron los reactivos empleados para remoción de fosfato, modificación de pH y para absorción de amoníaco, el consumo energético de la compresora suministradora de aire, el costo de los equipos e instrumentos empleados para el tratamiento.

Para realizar un balance de costos primero se determinó cuáles pertenecían a costos fijos y cuales a costos variables, dentro de los costos fijos están: la construcción de equipos, su instalación, instrumentos, accesorios y tubería; y dentro de los costos variables se encuentran: los reactivos empleados para el tratamiento, el análisis de muestras, el consumo energético de los equipos y la mano de obra.

En la tabla 4.4 se resumen los gastos para el tratamiento de un lote de 90 litros de orina, el costo de equipos e instrumentos se amortizaron con base en la vida útil, la energía eléctrica, reactivos y análisis el tratamiento para un lote de 90 litros de orina.

TABLA 4.4 COSTOS DEL TRATAMIENTO DE ORINA HUMANA EN UN LOTE PARA 90 LITROS

REACTIVOS, EQUIPOS Y OPERACIÓN/ LOTE	COSTO FIJO	COSTO VARIABLE	COSTO (\$)
MgCl ₂ ·6H ₂ O (0.3 Kg al 99%)		X	7.89
CaO (2.2 Kg al 82.67 %)		X	228.12
Energía eléctrica (697 KW)		X	51.32
Análisis (2)		X	48.00
Agua destilada (105 litros)		X	252.00
H ₂ SO ₄ (1.1 litro al 97.93%)		X	297.58
Equipos e implementos	X		14.85
TOTAL			899.76

En este caso no se consideró mano de obra, ya que no fue parte del proceso, pero pensando en la producción continua, para el tratamiento de los 90 litros el gasto sería de

\$2,4222 considerando el salario mínimo y jornadas laborales de acuerdo a la ley. El total del tratamiento se elevaría a \$3,322.

Para determinar la rentabilidad del proceso fue necesario también conocer las ganancias obtenidas de los productos resultantes del tratamiento, que en este caso fueron: la estruvita y el sulfato de amonio, los cuales dependieron de la eficiencia de las etapas del tratamiento.

Las ganancias se estimaron en el caso de estruvita, el porcentaje de nitrógeno y fósforo; para el caso del sulfato de amonio, el porcentaje de nitrógeno debido a que los fertilizantes se comercializan con referencia al porcentaje de nutriente que contiene. En la tabla 4.5 se presentan las comercialización de los productos obtenidos del tratamiento de orina humana a las condiciones experimentales.

TABLA 4.5 PRODUCTOS Y COMERCIALIZACIÓN DE LOS PRODUCTOS OBTENIDOS EN UN LOTE PARA 90 LITROS

PRODUCTO	CANTIDAD	COMPOSICIÓN (%)	PRECIO DE PRODUCTO (\$)	PRECIO DE VENTA (\$)
Estruvita	161.2 gramos	N= 10.2 P= 22.5	8106/Tonelada ^[1]	2. ⁰⁰
(NH ₄) ₂ SO ₄	36 litros	N= 21.2	1000/Tonelada ^[2]	3. ⁶⁵
Total				5. ⁶⁵

^[1] De acuerdo a la Secretaría de Economía para el fertilizante fosfato monoamónico (N=12 %, F=22 %)

^[2] De acuerdo a la Secretaría de Economía para el fertilizante (NH₄)₂SO₄ (N=21.18 %)

El balance económico se realizó mediante la ecuación 4.6.

$$P\acute{e}r\acute{d}i\acute{d}a \acute{o} G\acute{a}n\acute{a}n\acute{c}i\acute{a} = V\acute{e}n\acute{t}\acute{a}s - G\acute{a}s\acute{t}\acute{o}s \quad (\text{Ecuaci3n 4.6})$$

$$P\acute{e}r\acute{d}i\acute{d}a(-)\acute{o} G\acute{a}n\acute{a}n\acute{c}i\acute{a} (+) = \$5.65 - \$3322.20 = -\$3316.55$$

En este caso, el balance refleja p3rdida pero es importante mencionar que si se hubiera realizado la proyecci3n a m3s tiempo, el valor de los costos fijos amortizados se reduciría y si mejora el sistema las ganancias aumentarían.

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos de la caracterización de la orina, la remoción de fosfatos y nitrógeno amoniacal de la misma, fueron analizadas en este capítulo con el propósito de entender a detalle lo sucedido durante las pruebas experimentales tanto en laboratorio como en torres empacadas.

5.1 Caracterización de la orina almacenada.

De acuerdo con los resultados de caracterización reportados en la tabla 4.1 comparados con los de la tabla 2.2 los valores varían, esto se atribuye a las diferencias en la alimentación por la zona geográfica donde fue recolectada la orina. En México, existe una dieta alta en grasas, sales, condimentos, etc.; esto se ve reflejado por ejemplo en la alta concentración de sodio. También presenta variaciones con respecto a la orina fresca: en pH, esto debido a la hidrólisis de la urea (ver reacción 2.5); en concentración de magnesio, ya que durante el tiempo de almacenamiento éste reacciona con los fosfatos y amonio para formar estruvita.

En la orina humana almacenada los principales parámetros que son de importancia y efecto negativo en su descarga son los valores elevados en concentraciones de nitrógeno total y amoniacal, alcalinidad, turbidez, sólidos totales y fosfatos. En el caso de potasio, por su concentración, pueden también ser objetivo de remoción, considerando que es un nutriente requerido por las plantas y puede aplicarse como fertilizante.

Por lo tanto, el tratamiento de orina como agua residual es necesario. En este proyecto experimental solo se realizaron dos tratamientos: remoción de fósforo y nitrógeno. En los incisos de este capítulo se presentará el análisis de los resultados de cada etapa y el efecto positivo o negativo que tuvo sobre estos parámetros en la orina tratada.

5.2 Precipitación de fosfatos

Se calculó la eficiencia de remoción corrigiendo la concentración de fosfatos al final del tratamiento con respecto al volumen de orina tratada, de acuerdo a las ecuaciones 5.1, 5.2 y 5.3.

Para conocer la eficiencia del tratamiento, por medio de la dosificación de una solución de Mg^{2+} en la relación molar establecida para la precipitación de estruvita, fue necesario tomar en cuenta que al adicionar la solución de magnesio el volumen de orina tratada aumenta. Se realizaron cálculos para conocer la concentración final de fosfatos pero referida al volumen de orina tratada para poder determinar la eficiencia.

$$V_{\text{orina a tratar}} = 90 \text{ L}$$

$$V_{\text{MgCl}_2 \text{ gastado}} = 15 \text{ L}$$

$$V_{\text{final}} = V_{\text{orina a tratar}} + V_{\text{MgCl}_2 \text{ gastado}} \quad (\text{Ecuación 5.1})$$

$$V_{\text{final}} = (90 + 15)\text{L} = 105 \text{ L}$$

Para determinar la concentración final de fosfato en la orina tratada y la eficiencia del proceso, se realizó el cálculo de acuerdo con la ecuación 5.2:

$$PO_4^{3-} \text{ orina tratada real} = PO_4^{3-} \text{ final} * \left(\frac{V_{\text{final}}}{V_{\text{orina a tratar}}} \right) \quad (\text{Ecuación 5.2})$$

$$PO_4^{3-} \text{ orina tratada real} = \frac{50.3 \frac{\text{mg } PO_4^{3-}}{\text{L}} * 105 \text{ L}}{90 \text{ L}} = 58.68 \frac{\text{mg } PO_4^{3-}}{\text{L}}$$

La eficiencia de tratamiento corresponde al 92.98 % de remoción de fosfatos, calculada de la siguiente manera

$$\text{Eficiencia (\%)} = \frac{C_{i_{PO_4^{3-}}} - C_{f_{PO_4^{3-}}}}{C_{i_{PO_4^{3-}}}} * 100 \quad (\text{Ecuación 5.3})$$

$$\text{Eficiencia (\%)} = \frac{836.63 \frac{\text{mg } PO_4^{3-}}{\text{L}} - 58.68 \frac{\text{mg } PO_4^{3-}}{\text{L}}}{836.63 \frac{\text{mg } PO_4^{3-}}{\text{L}}} * 100 = 92.98\%$$

A pesar de la eficiencia de esta etapa del tratamiento, es posible incrementarla si se aumenta la relación molar de $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$ para garantizar la precipitación total de los fosfatos.

5.3 Pruebas de desorción-absorción de NH_3

Se separó el análisis para las pruebas en laboratorio y en las torres empacadas, se calculó para ambos casos la eficiencia del proceso, la cinética de la desorción, ya que

estas pruebas fueron determinantes para observar el comportamiento del amoniaco durante el proceso de extracción con aire, y el coeficiente volumétrico de transferencia de masa de la fase líquida en la desorción fue limitante en el proceso.

5.3.1 Laboratorio

a) Eficiencia de proceso

Se calcularon las eficiencias de absorción y desorción (ver tabla 5.1) con los datos de amoniaco en masa (mg NH₃) de acuerdo a las ecuaciones 5.4 a 5.8.

$$NH_{30,t} = C_{0,tNH_3} * V_{orina} \quad (\text{Ecuación 5.4})$$

Donde,

NH_{30,t}, masa de amoniaco (mg)

C_{0,tNH₃}, concentración de amoniaco inicial o a cualquier tiempo t (mg/l)

V_{orina}, volumen de orina (l)

$$NH_{3d}(mg) = NH_{30}(mg) - NH_{3f}(mg) \quad (\text{Ecuación 5.5})$$

Donde,

NH_{3d}, amoniaco desorbido al final de la prueba (mg)

NH₃₀(mg), amoniaco inicial en la orina

NH_{3f}(mg), amoniaco residual al final de la prueba

$$\text{Eficiencia de desorción}(\%) = \frac{NH_{3d}}{NH_{30}} * 100 \quad (\text{Ecuación 5.6})$$

Donde,

NH_{3d}, amoniaco desorbido al final de la prueba (mg)

NH₃₀, amoniaco inicial (mg)

La eficiencia de la absorción se determinó en base a la capacidad que tuvo de absorber los miligramos de amoniaco desorbidos en la primera etapa:

$$NH_{3A} = M_{tNH_3} * V_{H_2SO_4} \quad (\text{Ecuación 5.7})$$

Donde,

NH_{3A} , masa de amoníaco absorbida (mg)

M_{tNH_3} , concentración de amoníaco en la solución ácida al tiempo t (mg/l)

$V_{H_2SO_4}$, volumen de solución ácida (l)

$$\text{Eficiencia de absorción(\%)} = \frac{NH_{3A}}{NH_{3d}} * 100 \quad (\text{Ecuación 5.8})$$

Donde,

NH_{3a} , amoníaco absorbido al final de la prueba (mg)

NH_{3d} , amoníaco desorbido al final de la prueba (mg)

TABLA 5.1 EFICIENCIA DEL PROCESO DE SORCIÓN DE AMONIACO EN EL LABORATORIO

CONDICIONES		EFICIENCIA DEL PROCESO %	
20°C	Aire (l/min)	Desorción	Absorción
	1	64.07	99.5
	1.5	81.83	94.05
	2	87.63	99.97
2 l/min de Aire	T(°C)	Desorción	Absorción
	40	82.30	99.26
	60	93.56	99.96

b) Cinética de desorción

Se analizaron los resultados de las pruebas con el fin de conocer la cinética de desorción para observar el efecto de gasto de aire y temperatura en el proceso de sorción. Se determinó sólo la cinética de la desorción porque la absorción es dependiente de la desorción; para esto fue necesario conocer el orden de la reacción, el cual puede determinarse probando el ajuste a varios valores de orden de reacción, es decir, se supone un orden de reacción, se hace el análisis correspondiente y si el

ajuste tiene un valor de $R^2 > 0.9$, se considera válido. Las ecuaciones, procedimiento y ajustes realizados se detallan en el anexo A5.1

A continuación se presenta la cinética de desorción de pruebas en laboratorio a temperatura de 20°C con diferentes gastos de aire (ver figura 5.1); gasto de aire constante de 2 l/min y temperatura variable (ver figuras 5.2 y 5.3). Los puntos representados son los que tienen cambio significativo en la concentración de amoniaco, ya que dependiendo de la prueba, y por las condiciones a determinado tiempo, la remoción ya no era eficiente y la variación de amoniaco en mg/l se consideró despreciable.

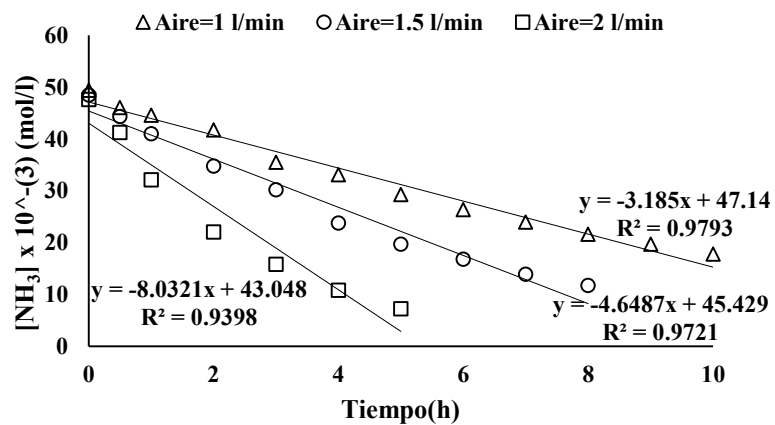


Figura 5.1 Cinética de desorción de NH_3 a $T=20^\circ\text{C}$ y diferentes gastos de aire

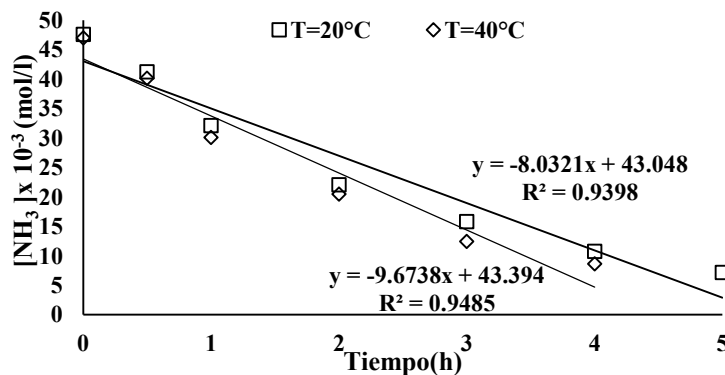


Figura 5.2 Cinética de desorción de NH_3 a flujo de aire de 2 l/min y 20 y 40°C

Las pruebas a la temperatura de 20 °C correspondieron a una cinética de orden cero, donde la constante de desorción fue mayor al aumentar el gasto de aire, para el caso de incremento de 1 a 2 l/min se incrementa de 2 a 2.5 veces la remoción y el tiempo de tratamiento se reduce de 10 a 5 horas con la misma concentración de amoniaco. Se podrían utilizar gastos de aire mayores para observar el comportamiento de la desorción de amoniaco en la orina humana, para conocer el gasto de aire más eficiente para la remoción en un sistema con las condiciones del utilizado, con el fin de conocer el gasto máximo de aire que el sistema permite emplear. Las pruebas a temperatura variable, de 20 y 40 °C presentaron un comportamiento correspondiente a la cinética de orden cero, como se observó en la figura 5.2.

La prueba de 60 °C (ver figura 5.3) correspondió a una cinética de primer orden con una constante de desorción de 0.6759 h^{-1} , de acuerdo al procedimiento para cinética de primer orden que también se detalla en el anexo A5.2

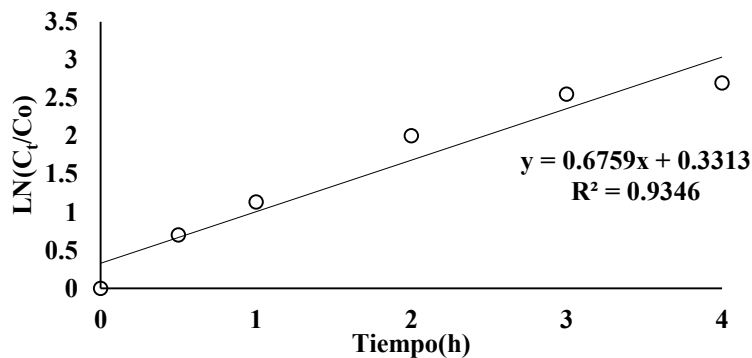


Figura 5.3 Cinética de desorción de NH₃ a flujo 2 l/min de aire y 60°C

c) Coeficiente volumétrico de transferencia de masa

El coeficiente volumétrico de transferencia de masa se calculó sólo para la desorción ya que como se ha mencionado es la etapa que limita el proceso. Se considera en la desorción la volatilización de un constituyente del líquido hacia el gas, en este caso es el amoniaco de la orina. De acuerdo con las pruebas realizadas se calculó el coeficiente para observar la influencia del gasto de aire y la temperatura en la desorción de amoniaco, el procedimiento y las ecuaciones empleadas se describen en el anexo A5.2.

TABLA 5.2 INFLUENCIA DEL GASTO DE AIRE EN LA DESORCIÓN DE AMONIACO A TEMPERATURA CONSTANTE.

TEMPERATURA, 20°C		
PRUEBA	AIRE (L/MIN)	K_{La}(h⁻¹)
1	1	0.1028
2	1.5	0.1655
3	2	0.3771

TABLA 5.3 INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA EN LA DESORCIÓN DE AMONIACO A GASTO CONSTANTE DE AIRE.

AIRE 2 L/MIN		
PRUEBA	TEMPERATURA (°C)	K_{La}(h⁻¹)
1	20	0.3771
2	40	0.4337
3	60	0.8331

Como se observa en la tabla 5.2, el aumento del gasto de aire favorece el incremento del coeficiente volumétrico de transferencia de masa prácticamente al doble al incrementar el gasto de 1 a 2 l/min, y la vez éste se incrementó con el aumento de la temperatura (ver tabla 5.3) ya que la misma prueba a 2 l/min se realizó con diferentes temperaturas y la de 60 °C permitió un incremento mayor. Los coeficientes de las pruebas más eficientes en el laboratorio fueron de 0.3771 (h⁻¹) para la prueba con temperatura de 20 ° C, aire de 2 l/min y 0.8331 (h⁻¹) para la de temperatura de 60 ° C y aire de 2 l/min.

4.3.2 Torres empacadas

a) Eficiencia de Proceso

En el caso de las pruebas de torres empacadas se determinó la eficiencia del sistema de la misma manera que en las de laboratorio (ver 5.3.1 de este capítulo), los resultados obtenidos corresponden a los representados en la tabla 5.4.

TABLA 5.4 EFICIENCIAS DE SORCIÓN DE AMONIACO DE ORINA HUMANA EN TORRES EMPACADAS

PRUEBA	EFICIENCIA (%)	
	DESORCIÓN	ABSORCIÓN
1 *	41.86	98.61
2 *	41.86	98.61
3 *	33.33	100.00
4 *	73.33	56.87
5 *	76.39	63.64
6 *	86.99	63.78

*Para condiciones de prueba ver tabla 3.7 del capítulo 3.

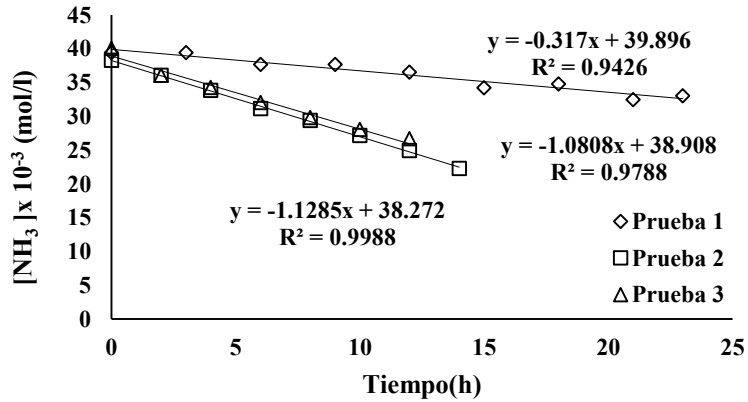
En las pruebas 4 a 6 la eficiencia de la absorción es menor porque durante el calentamiento hubo fuga en el sistema.

b) Cinética de desorción

Las cinéticas de desorción para las pruebas en las torres empacadas siguieron el mismo procedimiento de análisis que para las de laboratorio, correspondiendo todas a una linealización de orden de reacción cero. En las figuras 5.4 y 5.5 se representan estas cinéticas un coeficiente de correlación no menor a 0.9264.

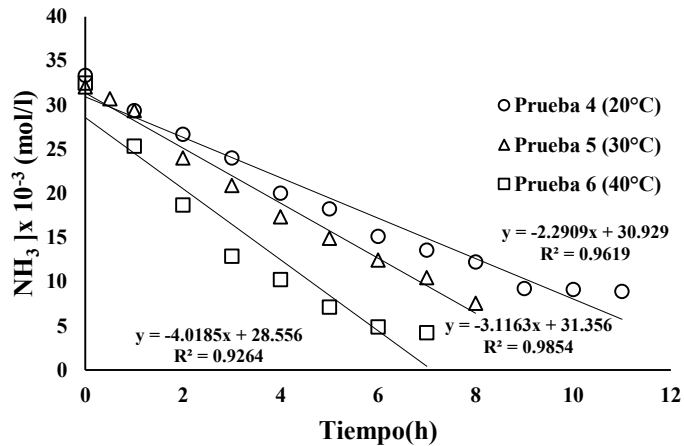
El aumento de gastos de orina, solución ácida y aire en las pruebas 1,2 y 3 incrementan la constante de desorción(ver figura 5.4) con un valor máximo para la prueba 2 de $1.1285 \times 10^{-3} \text{ mol NH}_3 \text{ l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, a pesar de que, en estas pruebas con cargas de 20 litros el tratamiento es lento, las modificaciones en las condiciones y el efecto

de éstas son importantes, ya que si se mejoran el tratamiento a nivel industrial de orina humana para remoción de amoniaco puede ser una alternativa para evitar cargas mayores de nitrógeno a las plantas de tratamiento de aguas residuales.



*para las condiciones de cada prueba ver tabla 3.7 del capítulo 3.

Figura 5.4 Cinética de desorción de NH_3 a 20 ° C en torres empacadas



*para las condiciones de cada prueba ver tabla 3.7 del capítulo 3.

Figura 5.5 Cinética de desorción de NH_3 a temperatura variable en torres empacadas
 Como se observa en la figura 5.5 el incremento de 20 grados en la temperatura incrementa la constante de desorción de $2.2909 \times 10^{-3} \text{ mol NH}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ a $4.0185 \times 10^{-3} \text{ mol NH}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y disminuye 4 horas del tratamiento para lograrlo, esto puede dar pie a hacer un análisis para determinar la temperatura máxima de desorción, pero también analizar qué tan viable será mantener la temperatura.

Como se observa en los resultados, y de acuerdo con la bibliografía consultada, la relación de gastos, la temperatura y el tipo de contacto entre el líquido y gas jugaron un papel muy importante en el proceso de sorción en los sistemas empleados. Favoreciendo la desorción del amoniaco el aumento de gasto de aire y temperatura, tanto para el sistema de aireación con difusor como en las torres empacadas.

5.4 Caracterización de la orina tratada

Los resultados obtenidos en la tabla 4.2 muestran que durante el tratamiento se reducen varios parámetros importantes como son: nitrógeno amoniacal, fosfatos, alcalinidad, pH, turbidez y color; pero otros, como sodio y potasio permanecen estables; sin embargo calcio y magnesio, por su adición durante el tratamiento, aumentaron. Considerando la orina como agua residual a pesar de la beneficiosa remoción de fosfatos y amoniaco, ésta sigue teniendo valores altos de algunos elementos considerados contaminantes como es el caso de sodio, calcio y el propio amoniaco; por esto, posteriores tratamientos a la orina deberían realizarse para cumplir con las normas de desecho a cuerpos de agua o sistemas de alcantarillado, NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 en las cuales se plantean los límites permisibles de diferentes parámetros en aguas residuales para restringir la descarga de residuos.

En la tabla 4.3 se observa que la remoción de nitrógeno amoniacal de orina humana en las torres empacadas también fue exitosa.

Si el sistema empleado experimentalmente se diseña para tener mayor capacidad de remoción tanto de fósforo como de nitrógeno, la siguiente etapa sería recuperar el potasio que también tiene un valor comercial como fertilizante; posteriormente caracterizar el residuo y proponer alternativas de tratamientos para cumplir con la normatividad.

5.5 Costos del tratamiento

A pesar de que el costo del tratamiento es elevado comparado con las ganancias obtenidas es importante tomar en cuenta las limitaciones del proceso realizado en cuanto a la operación en las torres, por ejemplo, que no se pudiera incrementar la relación gas-líquido por el efecto de la caída de presión. La desorción del amoniaco es el proceso que debe

mejorarse ya que la eficiencia de remoción depende de ésta, por otra parte se puede optar por el tratamiento con incremento de temperatura ya que resulta ser más eficiente en la desorción.

Pero la evaluación económica en este caso puede enfocarse a otras situaciones como que los productos obtenidos pueden ser empleados como fertilizantes para la producción agrícola y esto aumenta el valor comercial y la disminución de carga en las plantas de tratamiento, entre otras cosas, lo que tendría como efecto un menor costo.

El uso del mingitorio seco para la recolección de orina permitió ahorro de agua durante el tiempo de colecta, a pesar de que no se analizó a detalle la cantidad ahorrada, se presenta a continuación un estimado.

En promedio se descargan 250 ml de orina por ida al inodoro, y se gastan aproximadamente en promedio 4 litros de agua al evacuar en el inodoro (de acuerdo a los inodoros comunes). Para estimar el agua ahorrada (en base a los 90 litros de orina tratada), se realizó lo siguiente:

$$d.i.a = \frac{o.r}{v.o.i.a} = \frac{90,000 \text{ ml}}{250 \text{ ml/descarga}} = 360$$

Donde,

d.i.a, descargas del inodoro ahorradas

o.r, orina recolectada

v.o.i.a, volumen de orina por ida al inodoro

Y para conocer la cantidad de agua sanitaria ahorrada se realizaron los siguientes cálculos:

$$a.a = d.i.a * v.a.d.i = 360 * 4 \text{ litros} = 1440 \text{ litros} \left(\frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ litros}} \right) \\ = 1.44 \text{ m}^3$$

Donde,

a.a, agua ahorrada

d.i.a, descargas del inodoro ahorradas

v.a.d.i, volumen de agua de descarga en el inodoro

Diariamente durante 8 horas se realizó la recolección de orina; en promedio se obtenían 10 litros por día, por lo cual los 90 litros se recolectaron en 9 días aproximadamente, ahorrándose 1440 litros de agua, extrapolarlo a un mes serían 4800 litros.

Si el proceso se mejora con un diseño detallado para equipos, condiciones y operación, resulta interesante hacer una proyección económica a nivel industrial para determinar si es rentable tomando en cuenta que tiene un impacto ambiental.

El uso de inodoros secos y de separación mejora el potencial para la recuperación de nutrientes, el beneficio va más allá de reducir la carga a las plantas de tratamiento de aguas, sino que se disminuiría el consumo de agua para el transporte y dilución de la orina, se reduciría la producción de fertilizantes minerales, se le daría un valor agregado a un residuo, mejoraría la calidad en las tierras de cultivo sin contaminación por metales pesados y se disminuiría la eutrofización en cuerpos de agua superficiales.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS

Durante este trabajo experimental se recuperó nitrógeno amoniacal de orina humana mediante un proceso de sorción, con un tratamiento preliminar de remoción y recuperación de fósforo por medio de la precipitación como estruvita. Se presentan las conclusiones del trabajo realizado y sugerencias a tener en cuenta para mejorar el mismo o para posteriores trabajos.

6.1 Conclusiones

- El almacenamiento de la orina favorece la conversión del nitrógeno orgánico a nitrógeno amoniacal y la precipitación de estruvita limitada por la concentración de magnesio.
- La remoción de fósforo de orina humana como estruvita fue de un 93 %, al dosificar una relación molar de $1.2 \text{ Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$, es posible mejorarla si se aumenta la relación.

6.1.1 Laboratorio

- En el sistema de sorción de amoníaco de orina humana el proceso que limitó es la desorción.
- El aumento de gasto de aire y temperatura favorecen la desorción de amoníaco mejorando la eficiencia y disminuyendo el tiempo de tratamiento.
- Se lograron eficiencias de desorción y absorción de 93.56 y 99.96 % respectivamente a condiciones de pH de 12, con gasto de aire de 2 l/min y 60 °C.
- Las cinéticas de desorción para las pruebas a 20 y 40 °C corresponden a cinética orden cero, mientras que en la prueba de 60 °C es de primer orden.
- Las constantes de desorción para las condiciones de las pruebas de laboratorio a temperatura de 20 °C fueron 3.185, 4.6487 y $8.0321 \times 10^{-3} \text{ mol NH}_3 \text{ l}^{-1}\text{h}^{-1}$ para las pruebas con 1, 1.5 y 2 l/min de aire, respectivamente, por lo que al aumentar el gasto incrementa la constante. En el caso de las pruebas con 2 l/min de aire, a temperaturas

de 40 y 60 °C, las constantes fueron $9.6738 \times 10^{-3} \text{mol NH}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y 0.6759 h^{-1} , respectivamente, observándose el efecto del aumento de temperatura en el proceso.

- El aumento de gasto de aire y temperatura tienen el mismo efecto que para la constante de desorción en los coeficientes volumétricos de transferencia de masa, cuyos valores fueron de $0.3771 \text{ (h}^{-1}\text{)}$ y $0.8331 \text{ (h}^{-1}\text{)}$ para las pruebas con 2 l/min de aire a 20 y 60 °C, respectivamente.

6.1.2 Torres empacadas

- La remoción de amoníaco fue muy baja para una carga de 20 litros y 20 °C, el valor máximo fue de 41.86 % y prácticamente todo se recuperó en la solución ácida como sulfato de amonio.
- La disminución de la carga a 2.5 litros y una temperatura de 40°C favorece la desorción de amoníaco, con un 86.99 % de eficiencia y una recuperación baja de 63.78 % por fugas en el sistema.
- El aumento de gastos de orina, solución ácida, aire y temperatura en las pruebas incrementan la constante de desorción como en el caso de las pruebas de laboratorio, con un valor máximo de $4.0185 \times 10^{-3} \text{ mol NH}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$.
- La alcalinidad, turbidez y color disminuyen en la orina tratada, por lo que el proceso favorece la calidad del residuo. En cambio, la concentración de potasio permanece y con posibilidades de recuperación como nutriente importante en la fertilización.
- El uso de inodoros secos y de separación mejora el potencial para la recuperación de nutrientes, el beneficio va más allá de reducir la carga a las plantas de tratamiento de aguas, porque se disminuiría el consumo de agua para el transporte y dilución de la orina, se reduciría la producción de fertilizantes minerales, se le daría un valor agregado a un residuo, mejoraría la calidad de cultivos sin contaminación por metales pesados y se disminuiría la eutrofización en cuerpos de agua superficial.

6.2 Recomendaciones

De acuerdo con la experimentación realizada y los resultados obtenidos de este trabajo se consideran las siguientes recomendaciones:

- Es conveniente realizar un diseño detallado para mejorar el sistema de sorción de nitrógeno amoniacal de orina humana mediante las torres empacadas, para para una mayor eficiencia de remoción y recuperación, la proyección puede enfocarse a un tratamiento a escala industrial.
- Esta proyección puede aplicarse a un edificio público, escuelas, hospitales o inclusive baños públicos para proponer estrategias de colecta y almacenamiento que sean propicias para la edificación de acuerdo a un estudio estadístico previo del tránsito de personas en el mismo, promoviendo el uso de inodoros secos y así también ahorrar agua.
- El conflicto o desventaja principal es cambiar la ideología de la gente hacia este tipo de residuos, se necesita un cambio cultural fuerte para poder realizar la colecta de la orina y que la gente lo entienda ya como una necesidad para contrarrestar la escasez de agua y darle un valor agregado y aplicación al residuo.
- Una vez estimada la cantidad de orina a recolectar y el tiempo para su transporte, realizar el diseño de ingeniería del proceso y todas las variables que este implica para la remoción de nitrógeno y fósforo.
- Se necesitan probar algunos tratamientos para la orina después de la remoción de fósforo y nitrógeno, con la finalidad de cumplir con la normatividad de descarga de residuos a cuerpos de agua o alcantarillado.

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA

- Belén, *Advanced Systems for Biological Treatment of High Nitrogen-Loaded Wastewater*, Tesis de doctorado, Universidad de Santiago de Compostela, 2006.
- Bo-Bertil Lind, Zsófia Ban, Stefan Bydén, (2000), “Nutrient recovery from human urine by struvite crystallization with ammonia adsorption on zeolite and wollastonite”, *Bioresource Technology*, **73**, 169–174.
- Bo-Bertil Lind, Zsófia Ban, Stefan Bydén, (2001), “Volume reduction and concentration of nutrients in human urine”, *Ecological Engineering*, **16**, 561–566.
- Butler James N., Cogley David R., *Ionic Equilibrium: Solubility and pH calculations*, USA, 1998, ISBN: 0-471-58526-2.
- Castillo Rodriguez, Francisco, *Bioteología ambiental*, Editorial Tébar, España, 2005, 616 pp.
- Chersworth, Ward, *Encyclopedia of earth sciences series*, Encyclopedia of soils science, Springer, ISBN: 978-1-4020-3994-2, Holanda, 2008.
- Christen H.R., *Fundamentos de la química general e inorgánica*, Editorial Reverté, España 1986.
- Cordbridge D.E.C., *Phosphorus Chemistry, Biochemistry and Technology*, 6a Ed, CRC Press, USA 2013.
- de-Bashan , Bashan Yoav, (2004), “Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003)”, *Water Research*, **38**, 4222–4246.

- Dalzell, H.W., Biddlestone, A.J., Gray, K.R., Thurairajan, K., *Manejo del suelo: producción y uso del composte en ambientes tropicales y subtropicales*, Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación, 1991, 178 pp.
- Değermenci, N., Nuri, O., Yildiza, E., (2012), “Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor”, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **18**, 399-404.
- Engel Thomas, Reid Philip, Hehre Warren, *Introducción a la fisicoquímica: Termodinámica*, Pearson educación, 2007, 562 pp.
- Etter B., Tilley E., Khadka R., Udert K.M., (2011), “Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal”, *Water Research*, **45**, 852–862.
- Feng Daolun., Wu Zucheng, Xu Shihong, (2008), “Nitrification of human urine for its stabilization and nutrient recycling”, *Bioresource Technology*, **99**, 6299–6304.
- Fertilizer Industry Federation of Australia, Inc., *Australian Soil Fertility Manual*, 3a Ed., CSIRO Publishing, ISBN: 0 643 09021 5, 2006.
- Fink Arnold, *Fertilizantes y fertilización*, Reverté, España 1988.
- Fuentes Edgar, *Estudio experimental para la recuperación de fósforo de orina humana*, Tesis de licenciatura, U.N.A.M , F.E.S. Zaragoza, 2011.
- Guerrero Andrés, *Cultivos herbáceos extensivos*, 6ª Ed., Grupo Mundi-Prensa, 1999, España, 831 pp.
- Guštin Simón, Marinšek-Logar R., (2011), “Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent”, *Process Safety and Environmental Protection*, **89**, 61–66.

- Harremoës P., (1999), Water as a transport medium for waste out of towns”, *Water Science and Technology*, **39**, 1–8.
- Heinonen-Tanski Helvi, Wijk-Sijbesma van Christine, (2005), “Human excreta for plant production”, *Bioresource Technology*, **96**, 403–411.
- Heinonen-Tanski Helvi, Sjöblom Annalena, Fabritius Helena, Karinen Päivi, (2007), “Pure human urine is a good fertiliser for cucumbers”, *Bioresource Technology*, **98**, 214–217.
- Hellström Daniel, Johansson Erica, Grennberg Kerstin, (1999), “Storage of human urine: acidification as a method to inhibit decomposition of urea”, *Ecological Engineering*, **12**, 253–269.
- Hodge, Charles A., Popovici,, Neculai N., *Pollution Control in Fertilizer Production*, Library of Congress, USA, 1994.
- Hopp, Vollrath, *Fundamentos de tecnología química*, Reverté, España, 2005, ISBN: 84-291-7245-9.
- Hougen, Watson, Ragatz, *Principios de los procesos químicos II Termodinámica*, Reverté, España, 1982, ISBN: 84-291-4052-2.
- Ikematsu Mineo, Kaneda Kazuhiro, Iseki Masahiro, Yasuda Massashi, (2007), “Electrochemical treatment of human urine for its storage and reuse as flush water”, *Science of The Total Environment*, **382**, 159–164.
- *INEGI*, Instituto Nacional de estadística y Geografía [en línea], <http://www.inegi.org.mx/>.

- IPS, *Curso de introducción a las ciencias físicas*, Reverté, España 1973.
- Jönsson Håkan, Stenström Thor-Axel, Svensson Jan, Sundin Annika, (2004), “Source separated urine-nutrient and heavy metal content water saving and faecal contamination”, *Water Science and Technology*, **35**, 145–152.
- Kabdaşlı I., Tünay, Ç. İşlek, Eedniç E., Hüskaçar S., Tatlı M.B., (2006), “Nitrogen recovery by urea hydrolysis and struvite precipitation from anthropogenic urine”, *Water Science and Technology*, **53**, 305-312.
- Karak Tanmoy, Bhattacharyya Pradip, (2011), “Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality”, *Resources, Conservation and Recycling*, **55**, 400–408.
- Kuntke P., Śmiech K.M., Bruning H., Zeeman G., Saakes M., Sleutels T.H.J.A., Hamelers H.V.M., Buisman C.J.N., et al., (2012), “Ammonium recovery and energy production from urine by a microbial fuel cell”, *Water Research*, **46**, 2627–2636.
- Larsen, T.A., Gujer, W., (1996), “Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine)”, *Water Science and Technology*, **34 (3-4)**, 87-94.
- Maurer M., Schwegler P., Larsen T.A, (2003), “Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery”, *Water Science and Technology*, **48**, 37–46.
- Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A., (2006), “Treatment processes for source separated urine”, *Water Research*, **40**, 3151-3166.
- Manahan, Stanley E., *Introducción a la química ambiental*, 1ª Ed., Reverté ediciones, España 2007.

- Martínez-Palacios, José L., Fuentes, Edgar, (2010), “Tratamiento fisicoquímico para recuperar fósforo de la orina humana”. XXXII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta Cana, República Dominicana, 7 a 11 Noviembre 2010.
- McCabe, Warren L., Smith, Julian C., Harriott Peter, *Operaciones Unitarias en Ingeniería Química*, 7ª Edición, McGraw-Hill, México, 2007, 1167 pp.
- Metcalf & Eddy, *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*, 4ª Ed., McGraw-Hill, USA 2003.
- Morin, L. Charles, *Cultivo de cítricos*, 2ª ed, editorial IICA, Perú 1980.
- Negulescu Mircea, (1985), Developments in water sciences: Municipal wastewater treatments, *Elsevier*, **23**, ISBN 0-444-99561-7.
- Navarro G., Navarro S., *Fertilizantes química y acción*, Ediciones Mundi-Prensa, España, 2014, ISBN: 978-84-8476-678-0.
- NOM-001-SEMARNAT-1996, Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)* [en línea], <http://www.semarnat.gob.mx/>.
- NOM-002-SEMARNAT-1996, Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)* [en línea], <http://www.semarnat.gob.mx/>.
- NOM-003-SEMARNAT-1997, Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se

reusen en servicios al público, *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)* [en línea], <http://www.semarnat.gob.mx/>.

- Pradhan Surendra K., Nerg Anne-Maria, Sjöblom annalena, Holopainen Jarmo K., Heinonen-Tanski Helvi, (2007), “Use of human urine fertilizer in cultivation of cabbage(*Brassica oleracea*)- impacts on Chemical, Microbial, and Flavor quality”, *Journal of agricultural and Food Chemistry*, **55**, 8657-8663.
- Perry, Green, *Manual del ingeniero químico 7ª Ed.*, Mc.Graw-Hill, España, 2001, ISBN 84-481-3008-1.
- Rotentalp, M., Maurer, M., Gujer, W., (2007), “Struvite precipitation thermodynamics in source-separated urine”, *Water Research*, **41**, 877-984.
- Rotentalp, M., Maurer, M., Gujer, W., (2007), “The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine”, *Water Research*, **41**, 1859–1868.
- Sadava, David, et al., *Vida, la ciencia de la biología*, 8ª edición, Buenos aires: Médica Panamericana, 2009, 1376 pp.
- Schönning Caroline, Leeming Rhys, Stenström Thor-Axel, (2002), “Faecal contamination of source-separated human urine based on the content of faecal sterols”, *Water Research*, **36**, 1965–1972.
- *Secretaria de economía* (México) [en línea], <http://www.economia.gob.mx/index.php>
- Soriano, Alberto, et al., *Suministro distribución y evacuación interior de agua sanitaria*, 1ª edición, Marcombo ediciones técnicas, 2012.

- Strasinger, Susan K., et al., *Análisis de la orina y líquidos corporales*, 5ª edición, Buenos aires: Médica Panamericana, 2010, 320 pp.
- Thomson L.M, Troeh F.R, *Los suelos y su fertilidad*, 4ª Ed., Reverté, España 2002.
- Tidåker Pernilla, Mattsson Berit, Jönsson Håkan, (2007), “Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilizers – a scenario study”, *Journal of Cleaner Production*, **15**, 52–62.
- Treybal, Robert E., *Operaciones de transferencia de masa*, 2ª Edición, McGraw-Hill, México, ISBN 968-6046-34-8.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M., Gujer, W., (2003), “Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system”, *Water Research*, **37**, 2571-2582.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M., Gujer, W., (2006), “Fate of major compounds in source-separated urine”, *Water Science and Technology*, **54**, 413-420.
- Udert, K.M, Wächter M., (2011), “Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation”, *Water Research*, **46**, 453-464.
- United Nations industrial Development Organization (UNIDO), International Fertilizer Development Center (IFDC), *Fertilizer Manual*, KLUWER Academic Publisher, USA, 1998, ISBN: 0-7923-5032-4.
- Vicent M. C., Álvarez S., Zaragoza J.L., *Química industrial orgánica*, Editorial de la UPV, ISBN: 84-9705-969-7.

- Wilsenach J.A., Van Loodsrecht M.C.M., (2003), “Effects of Separate Urine Collection on Advanced Nutrient Removal Processes”, *Environmental Science and Technology*, **38**, 1208-1215.
- Wilsenach J.A., Schuurbijs C.A.H., Van Loodsrecht M.C.M., (2007), “Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation”, *Water Research*, **41**, 458–466.
- WMO, Organización Meteorológica Mundial por sus siglas en inglés [en línea], https://www.wmo.int/pages/index_es.html.
- Worldwatch Institute, *State of the World 2007*, 2007, Icaria Editorial, España, 2007, ISBN: 978-84-7426-290-2.
- Xuejun Quan, Wang Fuping, Zhao Qinughua, Zhao Tiantao, Xiang Jinxin, (2009), “Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor”, *Journal of Hazardous Materials*, **170**, 983–988.
- Yinghao Liu, Kumar Sanjay, Kwag Jung-Hoon, Ra ChangSix, (2011), “Magnesium ammonium phosphate formation, recovery and its application as valuable resources: a review”, *Journal of chemical Technology and Biotechnology*, **88**, 181-189.
- Xie Zongli, Duong Tuan, Hoang Manh, Nguyen Cuong, Bolto Brian, (2009), “Ammonia removal by sweep gas membrane distillation”, *Water Research*, **43**, 1693–1699.

ANEXOS

En este apartado se presentan: la información teórica que se consideró importante, las técnicas analíticas empleadas en la parte experimental, los resultados experimentales y parte del análisis de resultados.

ANEXO A1

A1.1 Van't Hoff

El cambio en la constante de la ley de Henry con la temperatura puede estimarse mediante la siguiente modificación partir de la relación de Vant'Hoff –Arrhenius (ver ecuación A.11).

$$\frac{d \ln K}{dT} = \frac{\Delta H^\circ}{RT^2} \quad (\text{Ecuación A.11})$$

Si se supone un intervalo finito de temperatura entonces ΔH° no es una función de la temperatura y la integración es:

$$\ln \frac{K_1}{K_2} = \frac{\Delta H^\circ}{R} \left(\frac{1}{T_2} - \frac{1}{T_1} \right) \quad (\text{Ecuación A.12})$$

Donde,

K_1 y K_2 , (1/s, 1/min) son las constantes de equilibrio a la temperatura de referencia (T_1) y la de trabajo (T_2) respectivamente ambas en (K).

ΔH° , la entalpía de formación (kcal/mol) a la temperatura de referencia (T_1).
 R , la constante de gases ideales (cal/K·mol)

ANEXO A2

En estos anexos se describen las técnicas analíticas empleadas en la experimentación para caracterización de la orina antes, durante y después del tratamiento.

A2.1 Determinación de nitrógeno amoniacal (destilación)

Este método consiste en transformar los iones amonio presentes en la muestra en amoniaco. Esto sucede elevando el pH de la muestra con una solución fuertemente alcalina,

y el amoníaco es absorbido en la solución indicadora, modificando el color de lavanda a un verde esmeralda (cuando la muestra contiene amonio), el tono de la coloración dependerá de la concentración de amonio en la muestra.

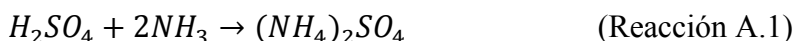
Soluciones: NaOH 6 N (disuelve 240 g de NaOH y afora a 1L), solución indicadora (disuelve 200 mg de rojo de metilo en 100 ml de alcohol etílico al 95 % y 100 mg de azul de metileno en 50 ml de alcohol etílico al 95%; mezcla ambas soluciones, disuelve 20 g de H₃BO₃ en aproximadamente 700 ml de agua destilada y agrega 10 ml de la mezcla), solución ácida patrón (H₂SO₄ 0.02N estandarizada), Buffer de boratos (agrega 88ml de NaOH 0.1 N a 500ml de aproximadamente 0.025 M de tetraborato de sodio; es decir, disolver 9.5 g de Na₂B₄O₇ · 10H₂O y aforar a un litro con agua destilada).

Procedimiento: en los tubos de destilación colocar 1ml de muestra de orina humana almacenada, agregarle 25 ml de la solución de buffer de boratos y 100 ml de agua destilada. Encender el Büchi Destillation Unit K-350, es importante antes de comenzar el análisis realizar una limpieza con agua destilada al equipo, si se observa cambio de color en la solución indicadora repetir el lavado hasta que ya no se presente cambio de color.

Para comenzar la prueba, medir pH en uno de los tubos de destilación y agregarle unas gotas de NaOH hasta pH = 9.5, en ese momento colocarlo en el equipo y comenzar la destilación. Al finalizar la destilación retirar el matraz de la solución indicadora y si se observó cambio de color realizar la valoración H₂SO₄ 0.02 N. Calcular el amoníaco en la muestra con la siguiente ecuación:

$$N_{TOT} = \frac{\text{ml de H}_2\text{SO}_4 \cdot 280}{\text{ml muestra}} = \frac{\text{mg NH}_3 - \text{N}}{L} \quad (\text{Ecuación A.1})$$

El factor 280 proviene de la normalidad de la solución ácida con la que se valora y la reacción



$$0.02 \frac{\text{eq H}_2\text{SO}_4}{L} \left[\frac{1 \text{ mol H}_2\text{SO}_4}{2 \text{ eq H}_2\text{SO}_4} \right] \left[\frac{2 \text{ mol NH}_3}{1 \text{ mol H}_2\text{SO}_4} \right] \left[\frac{17 \text{ g NH}_3}{1 \text{ mol NH}_3} \right] \left[\frac{14 \text{ g N}}{17 \text{ g NH}_3} \right] \left[\frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} \right] = 280 \frac{\text{mg NH}_3 - \text{N}}{L}$$

Por lo tanto es importante tener en cuenta la normalidad real de la solución ácida ya que el factor varía de acuerdo a esto; por ejemplo, si la normalidad real de la solución de H₂SO₄ es de 0.023 N el factor sería:

$$factor = \frac{0.023N * 280 \frac{mg NH_3 - N}{L}}{0.02N} = 322 \frac{mg NH_3 - N}{L}$$

ANEXO A2.2 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl

El método Kjeldahl se basa en la digestión de la muestra con ácido sulfúrico en presencia de un catalizador para transformar el nitrógeno en sulfato de amonio. Para posteriormente el ion amonio formado llevarlo a medio básico para su transformación en amoniaco y de esta forma destilarlo y valorarlo con una solución ácida patrón.

Soluciones: Reactivo de digestión (disolver 134 g de K₂SO₄ y 7.3 g de CuSO₄ en 800 ml de agua destilada; agregar 134 ml de H₂SO₄ concentrado y aforar a 1L), NaOH al 50% (disolver 500 g de NaOH y 25 g de Na₂S₂O₃ · 5H₂O en agua y aforar a 1l), patrón ácida (H₂SO₄ 0.02 N estandarizada).

Procedimiento: Una vez que se extrajo las muestras se deben refrigerar, el volumen de muestra de orina almacenada fue de 1 ml, se decidió este valor ya que de acuerdo a la información consultada la concentración de N_{TOT} en la orina se encuentra por arriba de los 8 g/L; para evitar que la digestión tardara demasiado y también reducir el gasto de solución ácida patrón.

Se colocaron las muestras en los tubos del digestor y se les agregaron 25 ml de agua destilada, con mucha precaución y en la campana de extracción se agregaron 10 ml del reactivo de digestión, el cual una vez preparado permaneció en el cuarto caliente para evitar la cristalización y una vez utilizado se regresó. A cada tubo de digestión se le agregaron 5 perlas de ebullición, posteriormente se colocó el cabezal a los tubos, ajustando perfectamente (ver figura A.1).



Figura A.1 Foto de equipo de digestión Büchi K-424

Una vez colocados los tubos y el cabezal se encendió la bomba de vacío y la válvula de agua de enfriamiento del condensador, se verificó que el recipiente de recuperación de ácido se encontrara en un volumen bajo (en caso de lo contrario era necesario retirar el ácido); y que la succión de la bomba funcionara correctamente. Para llevar a cabo la digestión se empleó un aumento de temperatura; primero se encendió el equipo y posteriormente se movió la perilla gradualmente como se indica en la tabla A.1.

TABLA A.1 AUMENTO GRADUAL DE TEMPERATURA EN EL DIGESTOR

NIVEL	TIEMPO(MIN)
4	30
5	30
6	20
7	70

Una vez concluida la digestión se apagó el equipo, girando la perilla a cero u off y posteriormente apagando el equipo de digestión; el agua y la bomba de vacío no se apagó hasta que terminen de salir los vapores y es en este momento que se procedió a retirar el cabezal de los tubos y se le agregó 100 ml de agua destilada a cada tubo. En algunos casos se observó la presencia de sedimentos al fondo del tubo, se disolvieron en su totalidad sin contaminar la muestra.

Para continuar con la destilación en el Büchi Destillation Unit K-350, fue necesario preparar los matraces con 50 ml del indicador (ver anexo A1.1 Nitrógeno amoniacal) y la solución para llevar a pH básico es la de NaOH al 50%. La ecuación que se utilizó para conocer la cantidad de nitrógeno total presente en las muestras es la misma que para amoniacal (ver reacción A.1).

ANEXO A2.3 Cuantificación de nitratos (NO₃-N)

La determinación de nitratos se realizó mediante el test Nitratos 1.09713.0001 análogo a ISO 7890/1. En la solución sulfúrica y fosfórica los iones nitratos forman con 2,6-dimetilfenol (DMP) el compuesto 4-nitro-2,6-dimetilfenol que se determina fotométricamente.

Este proceso se realiza con 4 ml de reactivo NO₃-1, 0.5 ml de muestra y 0.5ml de reactivo NO₃-2 en un tubo de ensayo. Al agregar el último reactivo se mezcla agarrando el tubo solo por la parte superior ya que la mezcla se calienta.

Se deja reposar por 10 minutos, colocándose después en una cubeta de 10mm e introduciéndola al fotómetro para su análisis.

El rango de lectura para medir concentraciones de 1.0 a 25 mg/L de nitratos presentes en una muestra. La muestra de orina no fue diluida debido a que la concentración de nitratos reportadas es muy baja.

ANEXO A2.4 Cuantificación de fosfatos (PO₄³⁻)

Los fosfatos se cuantificaron por medio del test fosfatos 1.14848.0001 análogo a EPA 365.2+3, APHA 4500-P E y DIN EN ISO 6878. En solución sulfúrica los iones ortofosfato forman con los iones molibdato ácido molibdofosfórico. Este último, con ácido ascórbico, se reduce a azul de fosfomolibdeno (PMB) que se determina fotométricamente.

El método consiste en: mezclar 5 ml de la muestra a analizar con 5 gotas del reactivo PO₄-1 en un tubo de ensayo y posteriormente agregar 1 microcuchara rasa del reactivo PO₄-2 agitando vigorosamente hasta que el reactivo se disuelva por completo. Dejar reposar durante 5 min, posteriormente colocar en una cubeta de 10 mm e introducirla al fotómetro.

ANEXO A2.5 Cuantificación K y Na

La determinación de estos metales se realizó por flamometría en un equipo Corning 400, éste método consiste en que el metal en fase vapor absorbe longitudes de onda características, que coinciden con las líneas espectrales que ellos mismos emiten. La medida de esta absorbancia está ligada a la concentración de dicho metal en una muestra. Se prepararon curvas de calibración de cada metal (K⁺ y Na⁺) de 0 a 100 ppm y se calibró el

equipo. De acuerdo a la información consultada de la caracterización de orina humana almacenada reportada en la tabla 1.6 del capítulo 1, se conocían los valores promedios y aproximados de concentración de dichos metales; por lo que, se prepararon muestras con diluciones (en caso de ser necesarias) para que estuvieran dentro del rango de medición del equipo.

ANEXO A2.6 Cuantificación Ca y Mg

El procedimiento para la determinación de éstos metales se realizó por espectrometría de absorción atómica, en el espectrómetro marca Thermo scientific, modelo iCE3000, con método de adición estándar, en el cual se tomaron volúmenes iguales de la solución problema, todas salvo una y se adicionó por separado concentraciones conocidas y diferentes del analito y se diluyeron al mismo volumen.

Primero se preparó una curva de calibración (una para Ca y otra para Mg), en el caso de Ca se utilizó una lámpara de óxido nitroso-acetileno para evitar interferencias y para el Mg una de cátodo hueco Ca/Mg.

ANEXO A2.7 pH alcalinidad, solidos viscosidad etc

- pH

Se determinó a 20 °C en vasos de precipitados de 250 ml mediante un potenciómetro marca HANNA, modelo 8314.

- Alcalinidad

Ésta puede ser producto tanto de los carbonatos, bicarbonatos como hidroxilos u otras sustancias con efecto básico. De acuerdo al método 2320B. Método volumétrico del Standard Methods, para alcalinidad total se titulará hasta pH de 4.3.

Las muestras de orina fueron de 25 ml y se les agregó el indicador fenolftaleína (tornándose de color rosa). Se tituló con ácido sulfúrico 0.33 N, la titulación fue monitoreada con el pH-metro y al observar el vire de color se detuvo la titulación y se registraron los mililitros de ácido agregados y el pH. Posteriormente se agregó indicador

verde de bromocresol, se continuó la titulación hasta un pH de 4.3, registrando también la cantidad de ácido agregado, la alcalinidad total se determinó por la ecuación

$$\text{Alcalinidad} \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{l}} \right) = \frac{A \cdot N \cdot 50,000}{\text{ml muestra}} \quad (\text{Ecuación A.2})$$

Donde,

A=ml de ácido gastados

N= normalidad del ácido (eq/l)

El valor de 50000, resulta del peso equivalente del CaCO_3 el cual es

$$50 \frac{\text{g CaCO}_3}{\text{eq CaCO}_3} \left(\frac{1000 \text{ mg}}{1 \text{ g}} \right) = 50,000 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{eq}}$$

- Sólidos totales

Para los sólidos totales primero se llevaron a peso constante las cápsulas en la muffle (se pesaron) y posteriormente se colocaron 50 ml de orina en una cápsula de porcelana de 100 ml, se colocaron en la estufa a una temperatura de 105 °C por menos de 1 hora, una vez seco el material se pesaron nuevamente las cápsulas, los sólidos totales se calculan por diferencia de pesos de la siguiente forma:

$$ST \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = \frac{(A-B) \cdot 1000}{V_{\text{muestra}}} \quad (\text{Ecuación A.3})$$

Donde,

ST, sólidos totales (mg/l)

A, peso residuo seco + cápsula (mg)

B, peso cápsula (mg)

V_{muestra} , volumen muestra (l)

- Sólidos totales disueltos

Se prepararon cápsulas a peso constante, se filtró la muestra de orina con filtro GFA de fibra de vidrio (1.5µm), se colocaron 50 ml de la orina filtrada en las cápsulas y se llevó a 180 °C de forma gradual hasta la evaporación del líquido y se colocó en el desecador para que se enfriara a temperatura ambiente aproximadamente; se pesó la cápsula nuevamente y se determinaron los sólidos solubles totales mediante la ecuación A.4.

$$SDT \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{(E-F)*1000}{V_{muestra}(l)} \quad (\text{Ecuación A.4})$$

Donde,

E= peso de cápsula + residuo (g)

F= peso de cápsula (g)

- Sólidos volátiles totales

Las cápsulas pesadas para sólidos totales, se colocaron en la mufla a 550 °C durante 15 a 20 minutos, se apagó la estufa y se dejaron enfriar las cápsulas dentro de la estufa y posteriormente se pasaron al desecador para mayor enfriamiento. Una vez enfriadas las cápsulas se pesaron en la balanza analítica y se calcularon los sólidos volátiles totales por medio de la ecuación A.5.

$$SVT \left(\frac{mg}{l} \right) = \frac{(A-B)*1000}{V_{muestra}} \quad (\text{Ecuación A.5})$$

Donde,

SVT, sólidos volátiles totales (mg/l)

A, peso residuo seco + cápsula después de ignición a 550°C (mg)

B, peso cápsula + residuo seco antes de ignición (mg)

V_{muestra}, volumen muestra (l)

- Sólidos suspendidos totales

Estos se calcularos por diferencia de dos parámetros determinados anteriormente, los sólidos totales y sólidos disueltos totales, como se indica en la ecuación A.6.

$$SST = ST - SDT \quad (\text{Ecuación A.6})$$

- Color

Se determinaron color real (muestra filtrada) y aparente (muestra sin filtrar), en el Espectrofotómetro HACH DR/4000U, con muestras de 20 ml de orina, fue necesario utilizar diluciones ya que salían de los límites de medición. Para color real la dilución fue

de 10 ml/50 ml y para color aparente de 5 ml/100 ml, el volumen se midió con pipetas volumétricas y se aforaron en matraces aforados de 50 y 100 ml respectivamente.

- Turbidez

El grado de turbidez es una medida de la calidad del agua. Un líquido está turbio si contiene materia suspendida sin disolver (partículas, bacterias, etc.). Estas partículas dispersan la luz incidente en muchas direcciones. La nefelometría mide la luz dispersada a 90 grados, por lo tanto la nefelometría es una medida de la turbidez. Cuanto más transparente sea el líquido, menor será la turbidez. La unidad de la turbidez es NTU, unidades nefelométricas de turbidez. El agua potable tiene un máximo de 5 NTU, las aguas residuales más de 2000 NTU. Se determinó mediante el turbidímetro Turbiquant (Merck) 1100 IR, colocando las muestras de 15 ml en las cubetas de 24 x 45 mm ya dentro del equipo, la fuente de luz (lámpara de wolframio-halógena) incidió la muestra y se registró en el display el valor de turbiedad.

- Densidad

Fue determinada por el método gravimétrico, que consiste en colocar a peso constante un matraz aforado (en este caso de 50 ml) vacío y posteriormente agregar los 50 ml del líquido (orina) para determinar el peso. El valor de la densidad se determina mediante las siguientes ecuaciones A.7 y A.8.

$$m_{orina} = m_{morina} - m_{mseco} \quad (\text{Ecuación A.7})$$

Donde,

m_{orina} , masa de orina (g)

m_{morina} , masa de matraz con orina (g)

m_{mseco} , masa de matraz seco (g)

$$\rho_{orina} = \frac{m_{orina}}{v_{orina}} \quad (\text{Ecuación A.8})$$

Donde,

ρ_{orina} , densidad de orina (g/ml)

m_{orina} , masa de orina (g)

v_{orina} , volumen de orina (ml)

- Viscosidad

Se realizó de acuerdo al Standard test ASTM D445 con un viscosímetro de tamaño 25 a diferentes temperaturas, fue necesario filtrar las muestras de orina para evitar que las partículas suspendidas taparan o ensuciarán el capilar. Este procedimiento se realizó para la orina almacenada y para la orina después de la remoción de fósforo y con pH elevado a 12 por medio de adición de base, ya que, es una propiedad de interés para la transferencia de masa dentro de las torres empacadas. El método consiste en registrar el tiempo que tarda el volumen de muestra en desplazarse por cierta distancia en el capilar y la viscosidad se determinó mediante las ecuaciones A.9 y A.10

$$\mu_{cinemática} = t(seg) * CTE_{viscosímetro} \quad (\text{Ecuación A.9})$$

Donde,

t , tiempo que tardó el fluido en desplazarse (seg)

$CTE_{viscosímetro}$, constante reportada en la información del equipo (centistokes/seg)

$$\mu = \mu_{cinemática} * \rho \quad (\text{Ecuación A.10})$$

Donde,

μ , viscosidad dinámica (centipoise)

$\mu_{cinemática}$, en centistokes

ρ , densidad (g/ml)

ANEXO A3

En este capítulo se presenta la información de la parte de la metodología de precipitación de fosfatos y modificación de pH.

A3.1 Precipitación de fosfatos

La precipitación de fosfatos de la orina es el tratamiento previo para la sorción de nitrógeno amoniacal. Esta operación se realizó de acuerdo a Fuentes, 2011, mediante el reactor de tanque agitado. Fue necesario en primer lugar analizar la capacidad de las bombas para las soluciones tanto de orina como de Mg^{2+} ; para cumplir con el parámetro de remoción el cual es la relación molar de $Mg^{2+} : PO_4^{3-}$ de 1.2 : 1. La operación consistió en tener control sobre los gastos de ambas soluciones a la entrada del reactor, una vez establecida la relación molar. De Fuentes, 2011 se tienen datos para el tiempo de retención hidráulico (T.R.H), que

es el tiempo que permanecen los efluentes en el proceso de tratamiento; los cuales oscilan de 60 min < T.R.H < 180 min para la precipitación de fosfatos como estruvita.

$$T.R.H = \frac{V_R}{Q_T} \quad (\text{Ecuación A.13})$$

Donde,

$T.R.H$, tiempo de retención hidráulico (min)

V_R , volumen de mezcla en el reactor (ml)

Q_T , gasto volumétrico de efluentes a la entrada del reactor (ml/min)

El V_R es de 7500 ml y fijando el T.R.H de 60 min, tenemos que:

$$Q_T = \frac{V_R}{T.R.H} \quad (\text{Ecuación A.14})$$

$$Q_T = \frac{7500ml}{60min} = 125 \frac{ml}{min}$$

Al operar las bombas de ambas soluciones los gastos obtenidos para cada efluente fueron $Q_{orina}=100.1$ ml/min y $Q_{Mg^{2+}}=16.57$ ml/min; como Q_T es la suma de los efluentes:

$$Q_T = Q_{orina} + Q_{Mg^{2+}} \quad (\text{Ecuación A.15})$$

$$Q_T = 100.1 + 16.57 = 116.67 \text{ ml/min}$$

Por lo tanto el $T.R.H_{real}$ fue de

$$T.R.H_{real} = \frac{7500ml}{116.67 \frac{ml}{min}} = 64.28 \text{ min}$$

De acuerdo a la relación molar establecida de 1.2:1, las velocidades molares de los efluentes deben cumplir esta relación de acuerdo a la ecuación siguiente

$$\frac{F_{Mg^{2+}}}{F_{PO_4^{3-}}} = 1.2$$

Despejando $F_{Mg^{2+}}$ se obtiene:

$$F_{Mg^{2+}} = 1.2F_{PO_4^{3-}}$$

Y el flujo molar de fosfatos se calculó mediante la ecuación A.16

$$F_{PO_4^{3-}} = C_{PO_4^{3-}} * Q_{PO_4^{3-}} \quad (\text{Ecuación A.16})$$

Donde,

$F_{PO_4^{3-}}$, flujo molar de fosfatos presentes en la orina (mol/min).

$C_{PO_4^{3-}}$, concentración molar de fosfatos en la orina (mol/ml).

$Q_{PO_4^{3-}}$, gasto volumétrico de la orina (ml/min).

De la caracterización de orina se obtuvo la concentración de fosfatos presentes en la orina almacenada la cual fue de 836.63 mg PO_4^{3-} /L.

$$836.63 \frac{mg PO_4^{3-}}{L} \left[\frac{1 g}{1000 mg} \right] \left[\frac{1 mol PO_4^{3-}}{94.97 g PO_4^{3-}} \right] = 0.08809 \frac{mol PO_4^{3-}}{L}$$

con esto y los datos anteriores se calculó el flujo molar de fosfatos para determinar la concentración de Mg^{2+} necesaria para cumplir la relación establecida.

$$F_{PO_4^{3-}} = 0.08809 \frac{mol}{L} * 100.1 \frac{ml}{min} \left[\frac{1L}{1000ml} \right] = 0.00809 \frac{mol PO_4^{3-}}{min}$$

$$F_{Mg^{2+}} = 1.2 F_{PO_4^{3-}}$$

$$F_{Mg^{2+}} = 1.2 \frac{mol Mg^{2+}}{mol PO_4} \left[0.00809 \frac{mol PO_4^{3-}}{min} \right] = 0.009708 \frac{mol Mg^{2+}}{min}$$

Para calcular la concentración molar de solución de magnesio se despeja de la ecuación A.17.

$$F_{Mg^{2+}} = C_{Mg^{2+}} * Q_{Mg^{2+}} \quad (\text{Ecuación A.17})$$

$$C_{Mg^{2+}} = \frac{F_{Mg^{2+}}}{Q_{Mg^{2+}}}$$

$$C_{Mg^{2+}} = \frac{0.009708 \frac{mol Mg^{2+}}{min}}{16.57 \frac{ml}{min}} = 5.85878 \times 10^{-5} \frac{mol Mg^{2+}}{ml} \left[\frac{1000 ml}{1L} \right] = 0.0585 \frac{mol Mg^{2+}}{L}$$

A partir de la concentración molar requerida de Mg^{2+} , se calculó la masa necesaria para la preparación de esta solución, de la siguiente manera:

$$0.0585 \frac{\text{mol Mg}^{2+}}{\text{L}} \left[\frac{1 \text{ mol MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{1 \text{ mol Mg}^{2+}} \right] \left[\frac{202.31 \text{ g MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{1 \text{ mol MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}} \right] \left[\frac{100 \text{ g Reactivo analítico}}{99 \text{ g MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}} \right] = 11.9546 \frac{\text{g MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}}{\text{L}}$$

Para determinar cuántos litros de la solución de magnesio fue necesaria para tratar 50 L de orina, se calculó de acuerdo al efluente total de entrada al reactor

$$116.67 \text{ ml} \text{ --- } 100 \%$$

$$16.57 \text{ ml} \text{ --- } \text{¿?} \%$$

$$\text{¿?} \% = \frac{16.57 \text{ ml} * 100\%}{116.67 \text{ ml}} = 14.20 \%$$

El gasto de la solución de Mg^{2+} corresponde al 14.2 % para un tratamiento de 116.67 ml de gasto total.

Para calcular el volumen total de la solución de magnesio de acuerdo al volumen total de orina a tratar

$$\text{Orina} \text{ --- } \text{Mg}^{2+}$$

$$100.1 \text{ ml} \text{ --- } 16.57 \text{ ml}$$

$$50000 \text{ ml} \text{ --- } \text{¿?} \text{ ml}$$

$$\begin{aligned} \text{ml Mg}^{2+} &= \frac{16.57 \text{ ml Mg} * 50000 \text{ ml O}}{100.1 \text{ ml O}} = 8276.72 \text{ ml} \left[\frac{1 \text{ L}}{1000 \text{ ml}} \right] \\ &= 8.276 \text{ L de sol. de Mg}^{2+}, \text{ como MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} (0.0585 \text{ M}) \end{aligned}$$

Para calcular el tiempo de prueba aproximado se calculó mediante la ecuación A.18

$$\text{tiempo de prueba (hr)} = \frac{V_{\text{Mg}^{2+}}}{Q_{\text{Mg}^{2+}}} \quad (\text{Ecuación A.18})$$

$$\text{tiempo de prueba (hr)} = \frac{8276.72 \text{ ml}}{16.57 \text{ ml/min}} = 499.5 \text{ min} \approx 500 \text{ min} \left[\frac{1 \text{ hr}}{60 \text{ min}} \right]$$

$$= 8.33 \text{ hrs}$$

A3.2 Modificación de pH mediante la dosificación de Ca(OH)_2 y CaO .

Se dosificaron diferentes cantidades de base Ca(OH)_2 98.7 Q.P, para determinar lo necesario para elevar el pH de la orina de aproximadamente 9 a 12, el procedimiento consistió

en monitorear el pH en la orina para cada cantidad de hidróxido de calcio agregada, en agitación constante y registrando tiempos, en la tabla A.2 se presentan los resultados de la modificación del pH de la orina.

TABLA A.2 RESULTADOS DE LA MODIFICACIÓN DE PH DE ORINA HUMANA

BASE	MASA DE BASE (g) DOSIFICADA A 0.2 LITROS DE ORINA	pH ALCANZADO	TIEMPO(min)
Ca(OH) ₂	3.8175	10.41	45
	4.581	11.02	40
	5.3445	12.26	20

Para calcular la cantidad de CaO necesaria para modificar el pH de 0.2 litros de orina, se empleó un sistema de conversión de acuerdo a los moles de Ca para ambas bases, como se describe a continuación:

$$g \text{ CaO} = 5.3445 \text{ g Ca(OH)}_2 \left| \frac{1 \text{ mol Ca(OH)}_2}{74.094 \text{ g Ca(OH)}_2} \right| \left| \frac{1 \text{ mol Ca}}{1 \text{ mol Ca(OH)}_2} \right| \left| \frac{1 \text{ mol CaO}}{1 \text{ mol Ca}} \right| \left| \frac{56.078 \text{ g CaO}}{1 \text{ mol CaO}} \right| \left| \frac{100 \text{ g reactivo}}{95 \text{ g CaO}} \right|$$

$$g \text{ CaO} = 4.25 \text{ g}$$

Para determinar la cantidad necesaria de ambas bases para modificar el pH a un litro de orina se realizó con una regla de 3.

$$5.3445 \text{ g Ca(OH)}_2 \text{ --- --- } 0.2 \text{ L}_{orina}$$

$$26.7225 \text{ g Ca(OH)}_2 \text{ --- --- } 1 \text{ L}_{orina}$$

$$4.25 \text{ g CaO} \text{ --- --- } 0.2 \text{ L}_{orina}$$

$$21.25 \text{ g CaO} \text{ --- --- } 1 \text{ L}_{orina}$$

A4 Resultados pruebas de la sorción de amoniaco

A4.1 Laboratorio

La concentración de amoniaco en la desorción es la que corresponde a la concentración residual en la orina, mientras que, la de absorción es la concentración en la solución de ácido sulfúrico ambas en mg NH₃/l.

TABLA A.3 RESULTADOS DE LA SORCIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL EN EL LABORATORIO A TEMPERATURA CONSTANTE (20 °C).

PRUEBA 1			PRUEBA 2			PRUEBA 3		
T=20 °C	AIRE= 2 LPM		T=20 °C	AIRE= 1.5 LPM		T=20 °C	AIRE= 2 LPM	
TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN
	NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)
0	8396.79	0	0	8233.75	0	0	8092	0
0.5	7826.13	346.46	0.5	7540.81	448.37	0.5	7010.92	489.13
1	7581.57	468.75	1	6970.16	835.6	1	5461.99	1447.02
2	7092.43	917.12	2	5910.37	1426.64	2	3750.03	2527.19
3	6032.64	1365.49	3	5135.9	2139.96	3	2690.24	3342.41
4	5625.03	1793.49	4	4035.35	2771.76	4	1834.25	3668.5
5	4972.85	2201.1	5	3342.41	3220.13	5	1222.83	3913.07
6	4483.72	2486.42	6	2853.28	3668.5	6	1222.83	4239.16
7	4076.11	2771.75	7	2364.15	4035.35	7	1182.07	4483.73
8	3668.5	3016.32	8	1997.3	4279.92	8	1120.93	4483.73
9	3342.41	3202.89	9	1875.01	4239.16	9	1120.93	4565.25
10	3016.32	3212.13	10	1752.73	4320.68	10	1120.93	4565.25

TABLA A.4 RESULTADOS DE LA SORCIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL EN EL LABORATORIO A GASTO DE AIRE CONSTANTE (2 LPM).

PRUEBA 4			PRUEBA 5		
AIRE= 2 LPM		T=40 °C	AIRE= 2 LPM		T=60 °C
TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN
	NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)
0	7985.67	0.00	0	7849.16	0.00
0.5	6825.36	870.22	0.5	3890.45	2371.81
1	5119.02	1791.63	1	2525.38	3276.17
2	3480.93	2798.36	2	1057.93	4026.96
3	2115.86	3480.88	3	614.28	4436.48
4	1467.45	4026.90	4	528.97	4436.48

A4.2 Torres empacadas

TABLA A.5 RESULTADOS DE LA SORCIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL EN TORRES EMPACADAS A TEMPERATURA CONSTANTE (20 °C).

PRUEBA 1			PRUEBA 2			PRUEBA 3		
GASTO ORINA	GASTO ÁCIDO	GASTO AIRE	GASTO ORINA	GASTO ÁCIDO	GASTO AIRE	GASTO ORINA	GASTO ÁCIDO	GASTO AIRE
1.76 LPM	3.04 LPM	4 LPM	4 LPM	4 LPM	7 A 9 LPM	6 LPM	6 LPM	9 A 11 LPM
TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(H)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN
	NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)
0	6700	0	0	6506.32	0	0	6808.94	0
3	6700	75.65	2	6128.04	567.41	2	6128.04	964.6
6	6404.41	113.48	4	5749.77	870.03	4	5825.42	1286.13
9	6404.41	359.36	6	5295.84	1399.61	6	5447.15	1607.67
12	6207.35	491.76	8	4993.22	1702.23	8	5068.88	1796.8
15	5813.24	605.24	10	4614.95	2042.68	10	4766.26	2042.68
18	5911.76	661.98	12	4236.69	2269.65	12	4539.29	2269.65
21	5517.65	794.38	14	3782.76	2685.75			
23	5616.18	907.86						

TABLA A.6 RESULTADOS DE LA SORCIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL EN TORRES EMPACADAS A GASTOS CONSTANTES ($Q_{\text{orina}}= 4.3$ LPM, $Q_{\text{sol. ácida}}= 4$ LPM, $Q_{\text{aire}}= 6$ LPM).

PRUEBA 1 T=20 °C			PRUEBA 2 T=30 °C			PRUEBA 3 T=40 °C		
TIEMPO(h)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(h)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN	TIEMPO(h)	DESORCIÓN	ABSORCIÓN
	NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)		NH ₃ (mg/l)	NH ₃ (mg/l)
0	5674.11	0	0	5447.15	0	0	5522.8	0
1	4993.22	416.1	0.5	5220.19	302.62	1	4312.33	888.94
2	4539.29	851.12	1	4993.22	567.41	2	3177.5	1550.92
3	4085.36	1248.31	2	4085.36	1078.08	3	2193.99	2193.99
4	3404.47	1513.1	3	3555.78	1437.44	4	1740.06	2534.44
5	3101.85	1664.41	4	2950.54	1702.23	5	1210.48	2723.57
6	2572.27	1967.03	5	2534.44	1929.2	6	832.2	2874.88
7	2307.47	2231.82	6	2118.34	2307.47	7	718.72	3064.02
8	2080.51	2227.28	7	1777.89	2420.96			
9	1569.84	2366.48	8	1286.13	2647.92			
10	1550.92	2366.48						
11	1513.1	2366.48						

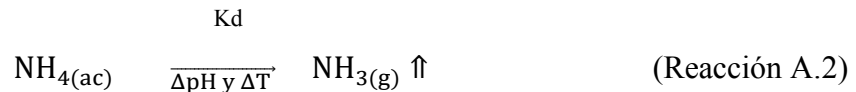
ANEXO A5

En este anexo se representan las memorias de cálculo para el análisis de resultados que comprende la eficiencia de proceso y los coeficientes de transferencia de masa.

A5.1 Cinética de desorción

a) Orden cero.

En el proceso de desorción se llevó a cabo la reacción 5.1



El primer caso analizado fue el de cinética de orden cero, en el que al graficar C_t de amoníaco vs tiempo se obtiene una línea recta con ajuste de $R^2 > 0.9$, es considerada de orden cero y la ecuación corresponde a la ecuación A.22.

$$y = mx + b \quad (\text{Ecuación A.22})$$

Donde,

y, C_t de amoníaco (mg NH_3/l)

m, K_d constante de desorción (mg $\text{NH}_3/\text{l} \cdot \text{hr}$)

x, tiempo (hr)

b, ordenada al origen

b) Primer orden (J.M. Smith, 1968), la cual es resultado del método integral aplicado a la rapidez de reacción

$$-\frac{dC_{\text{NH}_3}}{dt} = k_d C_{\text{NH}_3} \quad (\text{Ecuación A.23})$$

Integrando, de 0 a t

$$\int_0^t \frac{-dC_{\text{NH}_3}}{C_{\text{NH}_3}} = k_d \int_0^t dt \quad (\text{Ecuación A.24})$$

$$-\text{LN} \frac{C_{\text{NH}_3 t}}{C_{\text{NH}_3 0}} = k_d t \quad (\text{Ecuación A.25})$$

Donde,

$C_{\text{NH}_3 t}$, concentración de amoníaco en el tiempo t

$C_{\text{NH}_3 0}$, concentración inicial de amoníaco

LN, logaritmo natural

Graficando $-\ln \frac{C_{\text{NH}_3\text{t}}}{C_{\text{NH}_3\text{o}}}$ vs t , se obtiene una línea recta en la que el valor de la pendiente corresponde a la constante de desorción.

A5.2 Coeficientes de transferencia de masa para desorción de gases

La teoría de las dos películas está basada en un modelo físico donde dos capas existen en una interfaz gas-líquido y la transferencia de masa es representada por la ley de Fick (ecuación A.26)

$$r = -D_m \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Ecuación A.26})$$

Donde,

- r , tasa de transferencia de masa por unidad de área por unidad de tiempo ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{t}$)
- D_m , Coeficiente de difusión molecular en la dirección x (m^2/t)
- ∂C , concentración del constituyente que se transfiere (g/l)
- ∂x , distancia (m)

En la figura A.2 se muestra el esquema para transferencia del gas al líquido y viceversa.

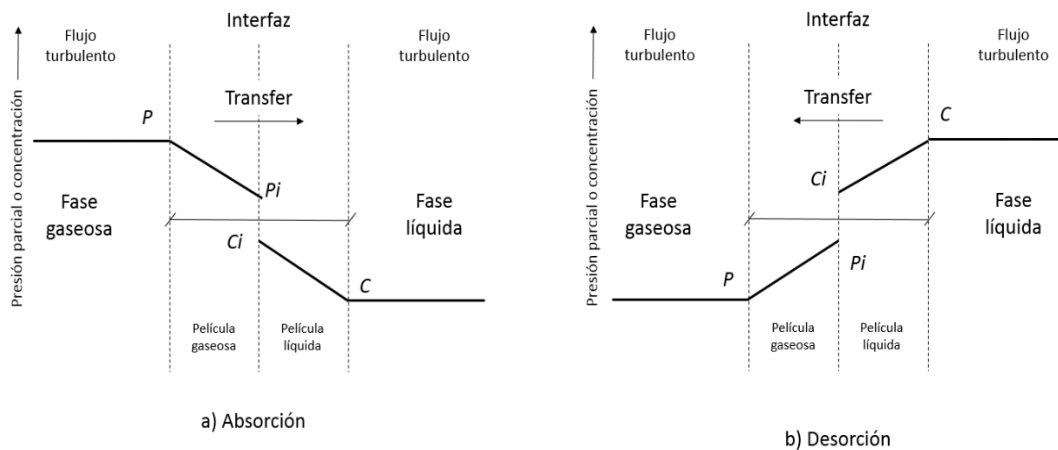


Figura A.2 Esquema de la teoría de las dos películas para absorción y desorción de un gas

En condiciones de estado estacionario considerando el proceso de absorción en el sistema, la tasa de transferencia de masa de un gas a través de la fase gaseosa debe ser igual a la tasa de transferencia de masa a través de la fase líquida. Utilizando la ecuación de Fick

(ver ecuación A.26), el flujo de masa para cada fase en la absorción viene dada por la ecuación A.27.

$$r = k_G(P_G - P_i) = k_L(C_i - C_L) \quad (\text{Ecuación A.27})$$

Donde,

r , tasa de transferencia de masa por unidad de área por unidad de tiempo ($\text{g/m}^2\cdot\text{t}$)

k_G , coeficiente de transferencia de masa de la fase gaseosa

P_G , presión parcial del constituyente A en el seno de la fase gaseosa

P_i , presión parcial del constituyente A en la interfaz en equilibrio con la concentración C_i de A en el líquido

k_L , coeficiente de transferencia de masa de la fase líquida

C_i , Concentración del constituyente A en la interfaz en equilibrio con la presión parcial P_i de A en el gas

C_L , Concentración del constituyente A en el seno de la fase líquida

Los términos $(P_G - P_i)$ y $(C_i - C_L)$ representan la fuerza que causa la transferencia de masa, como es difícil medir k_G y k_L en la interfaz, es común utilizar coeficientes totales de transferencia de masa K_G y K_L , dependiendo si la resistencia a la transferencia de masa se presenta en el líquido o en el gas. En el caso de la absorción, la resistencia a la transferencia de masa se presenta en el líquido, la tasa de transferencia de masa se escribe en términos del coeficiente total de transferencia de masa, ecuación A.28

$$r = K_L(C_s - C_L) \quad (\text{Ecuación A.28})$$

Donde,

r , tasa de transferencia de masa por unidad de área por unidad de tiempo ($\text{g/m}^2\cdot\text{t}$)

K_L , coeficiente total de transferencia de masa

C_s , Concentración del constituyente A en la interfaz en equilibrio con la presión parcial P_i de A en el gas

C_L , Concentración del constituyente A en el seno de la fase líquida

Como se asumió que el líquido presenta la resistencia a la transferencia se aplica en la interfaz la ley de Henry (ver ecuación A.29), donde se determina la concentración C_s como la concentración de saturación del gas en el líquido.

$$P_G = HC_s \quad (\text{Ecuación A.29})$$

Donde,

P_G , presión parcial del constituyente A en el seno de la fase gaseosa (moles de A/moles de aire)

H , Constante de Henry del constituyente A [atm (moles de A/moles de aire)/(moles de A/moles de agua)]

C_s , Concentración del constituyente A en la interfaz en equilibrio con la presión parcial P_i de A en el gas (moles de A/litro de agua), con el peso molecular de A se convierte a unidades másicas (g/litro de agua)

Para estimar el flujo de un gas ligeramente soluble del gas al líquido, se sustituye C_L por C_t que es la concentración de A en el líquido a tiempo t y se obtiene la ecuación A.30.

$$r = K_L(C_s - C_t) \quad (\text{Ecuación A.30})$$

Donde,

r , tasa de transferencia de masa por unidad de área por unidad de tiempo ($\text{g/m}^2 \cdot \text{t}$)

K_L , coeficiente total de transferencia de masa del líquido (m/t)

C_s , Concentración en equilibrio con el gas dada por la ley de Henry (g/m^3)

C_t , Concentración del constituyente A en líquido a tiempo t (g/m^3)

Este valor de tasa de transferencia de masa pero dado por unidad de volumen por unidad de tiempo se obtiene multiplicando la ecuación A.26 por el área y dividiéndola entre el volumen como se muestra en la ecuación A.31

$$r_v = K_L \frac{A}{V} (C_s - C_t) = K_L a (C_s - C_t) \quad (\text{Ecuación A.31})$$

Donde,

r_v , tasa de transferencia de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{t}$)

$K_L a$, coeficiente volumétrico de transferencia de masa del líquido (1/t)

A , área a través la cual la masa es transferida (m^2)

V , volumen en el que la concentración del constituyente a es incrementando m^3

a , área interfacial de la transferencia de masa por unidad de volumen A/V ($1/\text{m}$)

Describiendo un balance de masa en el sistema donde se realiza la absorción, en términos generales resulta que:

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} + \text{Incremento debido a la absorción}$$

La representación simbólica en el equilibrio es (ecuación A.32)

$$\frac{dC}{dt}(V) = 0 - 0 + r_v V \quad (\text{Ecuación A.32})$$

Donde,

$\frac{dC}{dt}$, cambio de la concentración con el tiempo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{s}$)

r_v , tasa de transferencia de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo ($\text{g/m}^3 \cdot \text{t}$)

V , volumen en el que la concentración del constituyente a es incrementando m^3

Utilizando la ecuación A.31, para describir la transferencia de masa en el sistema de absorción resulta igual que A.32

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_s - C_t) \quad (\text{Ecuación A.33})$$

Integrando A.29 dentro de los límites de $C=C_0$ y $C=C_t$ y $t=0$ y $t=t$, donde C_0 es la concentración inicial de A y C_t es la concentración en el tiempo, resulta la ecuación A.34.

$$\int_{C_0}^{C_t} \frac{dC}{(C_s - C_t)} = K_L a \int_0^t t \quad (\text{Ecuación A.34})$$

Tenemos la ecuación

$$\frac{(C_s - C_t)}{(C_s - C_0)} = e^{-(K_L a)t} \quad (\text{Ecuación A.35})$$

En la desorción la transferencia se lleva a cabo del líquido al gas, donde el constituyente a desorber se volatiliza en este sentido, para calcular los coeficientes experimentales de transferencia de masa de la fase líquida se utilizó la ecuación A.36.

$$\frac{dC}{dt} = -K_L a (C_t - C_s) \quad (\text{Ecuación A.36})$$

Donde $(C_t - C_s)$ representa el grado de supersaturación del líquido con el constituyente A a cualquier tiempo t , si la ecuación A.32 se integra con los límites $C=C_s$ y $C=C_t$ y $t=0$ y $t=t$, la ecuación queda en la forma de la reacción A.37

$$\frac{(C_t - C_s)}{(C_0 - C_s)} = e^{-(K_L a)t} \quad (\text{Ecuación A.37})$$

En la desorción se asume que la concentración de saturación es cero debido a que la concentración de A no existe en el gas, y la ecuación queda de acuerdo a la ecuación A.38

$$\frac{C_t}{C_0} = e^{-(K_L a)t} \quad (\text{Ecuación A.38})$$

La determinación experimental de $(K_L a)$, consiste en linealizar la ecuación A.38 como se muestra en ecuación A.39.

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = -(K_L a)t \quad (\text{Ecuación A.39})$$

Para esto se grafica $\ln \frac{C_t}{C_0}$ vs t (Figura A.2), se busca la tendencia lineal y si el valor de correlación $R^2 \geq 0.9$ el valor de la pendiente de dicha línea es el valor de $(K_L a)$. A continuación se muestra un ejemplo de cálculo para la prueba 1 de laboratorio, ver tabla A.7

TABLA A.7 DETERMINACIÓN DE LOS VALORES PARA CONSTRUIR LA GRÁFICA $\ln \frac{C_t}{C_0}$ vs t A PARTIR DE LA PRUEBA 1.

PRUEBA 1		T=20 °C	AIRE= 1 LPM
TIEMPO(H)	DESORCIÓN		
	Ct (mg NH ₃ /l)	Ct/C ₀	LN
0	8396.80	1.00	0
0.5	7826.14	0.93	-0.0703808
1	7581.57	0.90	-0.1021295
2	7092.44	0.84	-0.16882087
3	6032.65	0.72	-0.3306639
4	5625.04	0.67	-0.40062248
5	4972.86	0.59	-0.52385512
6	4483.73	0.53	-0.6273958
7	4076.11	0.49	-0.72270598
8	3668.50	0.44	-0.8280665
9	3342.41	0.40	-0.92115692
10	3016.32	0.36	-1.02381108

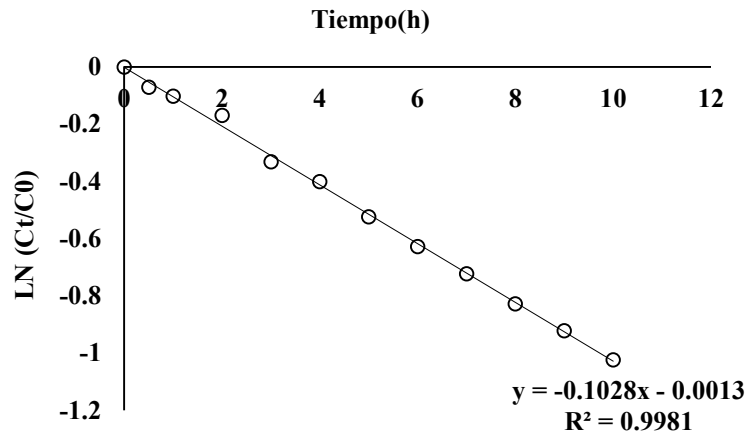


Figura A.2 Gráfica de $\ln \frac{C_t}{C_0}$ vs t para determinar de manera experimental $K_L a$.