

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**“VALORACIÓN DEL NITRÓGENO EN AGUA RESIDUAL CRUDA
PARA SU APROVECHAMIENTO EN ACTIVIDADES
AGROPECUARIAS”**

POR

JUAN CARLOS CARMONA NAVARRETE

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO

DICIEMBRE DEL 2012

“UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

“VALORACIÓN DEL NITRÓGENO EN AGUA RESIDUAL CRUDA PARA SU
APROVECHAMIENTO EN SUS ACTIVIDADES AGROPECUARIAS”

TESIS QUE SE PRESENTA PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

POR:

JUAN CARLOS CARMONA NAVARRETE

APROBADA POR EL H. CUERPO DE ASESORES

ASESOR PRINCIPAL



ING. JOEL LIMONES AVITIA

ASESOR



MC. MIGUEL PALOMO RODRÍGUEZ

ASESOR



DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

ASESOR SUPLENTE



DR. ALFREDO OGAZ



DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS



COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS Coordinación de la División de Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA

DICIEMBRE DEL 2012

**"UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

**TESIS QUE SE SOMETE A CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO
EXAMINADOR COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO**

**DE:
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

APROBADA POR:

PRESIDENTE



ING. JOEL LIMONES AVITIA

VOCAL



MC. MIGUEL PALOMO RODRÍGUEZ

VOCAL



DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

VOCAL SUPLENTE



DR. ALFREDO OGAZ



DR. FRANCISCO JAVIER SÁNCHEZ RAMOS

COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**Coordinación de la División de
Carreras Agronómicas**

TORREÓN, COAHUILA

DICIEMBRE DE 2012

AGRADECIMIENTOS

A DIOS:

Por todas las bendiciones que me ha dado y por darme la oportunidad de haber realizado este sueño que hoy se convierte en realidad. Por ponerme en mi camino a personas maravillosas que hoy forman parte de este logro. Y sobre todo por siempre darme fuerza y poder seguir adelante en los momentos de sufrimiento. Gracias señor por llevarme de la mano a mis metas y objetivos.

A MI “ALMA TERRA MATER”:

A esta institución por darme la oportunidad de formarme profesionalmente y por darme el honor de pertenecer a la familia “Buitre” siempre llevare tus colores y los defenderé para poner en alto tu nombre UAAAN-UL.

MIS ASESORES:

M.C. Miguel Palomo Rodríguez

Gracias por su apoyo que me brindo en la realización de este trabajo de investigación dando ese concepto de enseñanza que siempre lleva, aparte de un buen amigo que siempre será, le agradezco su generosidad y del tiempo que emprendió en mi trayecto profesional y sus atributos, ejemplos que ha dado para salir adelante, ya que gracias a el obtuve la oportunidad de llevar a cabo el presente trabajo

ING. Joel Limones Avitia

Gracias por haber aceptado ser mi colaborador y su amistad que nos supo brindar y por enseñarnos parte los conocimientos adquiridos a lo largo de mi carrera gracias

DR. Héctor Madinaveitia Ríos

Gracias por la amabilidad y apoyo en mi trabajo y la enseñanza que nos dio para prepararnos y seguir adelante en nuestra nueva etapa de vida como profesionista.

DR. Alfredo Ogaz

Gracias por su apoyo y dedicación en para finalizar esta gran labor y también por formar parte del jurado.

I.Q.I. Gabriela Muños Dávila

Gracias por haberme apoyado a seguir adelante y al señor Manuel De La Rosa Romo gracias por la amistad incondicional que me brindaron y por los consejos que me dieron siempre Gracias.

DR. Juan Leonardo Rocha Valdez E Hijo

Gracias por haberme brindado toda su confianza y apoyo que siempre los compartí con ellos en el emparrillado y que me tomaron como un familiar en esos momentos decaído en donde más los necesite. Gracias por su amabilidad que siempre me ha demostrado y por ser un buen amigo.

SR. Juana María Venegas Yaber E Hijos

Gracias por haberme brindado toda su confianza y apoyo que me brindo a lado de su hijo y por abrirme las puertas de su casa y más que nada la amistad de toda la familia Rodríguez Venegas. Gracias por su confianza.

A MIS AMIGOS Y PRIMOS

Por brindarme siempre su apoyo, alegrías y brindarme un consejo cuando siempre lo necesitaba, gracias a cada uno de ustedes que siempre me demostraron que podía confiar en cada uno de ustedes y en cada momento.

AL EQUIPO DE FUTBOL AMERICANO

MVZ. Dionisio Ibarra Martínez, ING. Roberto Valverde Flores, MVZ Hugo Alberto Cruz Gómez, y a mis hermanos de todo el equipo en donde compartí alegrías, tristezas, decaídas y vuelos altos para poder llegar a nuestro objetivo muchas gracias equipo por haberme enseñado tantas cosas como tu disciplina.

DEDICATORIAS

A MI PADRE

Juan Carmona Galindo

Por los ejemplos de perseverancia y constancia que lo caracterizan como un señor trabajador y responsable que me a infundado siempre, por el valor mostrado para salir adelante y porque es una persona al cual admiro y respeto.

A MI MADRE

Aida Navarrete Nieve

Por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos y haberme levantado del fracaso que tuve, por sus consejos, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona constante de bien por esos valores que me inculco día a día, pero más que nada por su amor.

A MIS HERMANOS

A Janet y José Guadalupe porque siempre he contado con ellos. Y más a mi hermanita que tanto la adoro y quiero por que hoy se queda en la lucha del camino para poder salir adelante espero y ser un buen ejemplo para ella de que todo en esta vida se puede con sacrificio y esfuerzo, a mi hermano que es todo un retrato en mí. Gracias Hermanos.

A MI ABUELITA

Mi segunda madre, tu siempre me enseñaste que la vida te presenta diferentes obstáculos pero que si eres fuerte y luchas por tu sueños los veras realizados, tú que siempre me alagas por ser un hijo para ti y que me representas como el mejor de tus nietos. Gracias por tanto amor abuelita.

A Andrea M. De La Rosa Muñoz

Le doy gracias a dios por haberme dado la oportunidad de conocerte, porque desde el momento que te conocí formaste parte de mi vida, este logro lo comparto contigo porque has estado en los momentos que más te he necesitado por cada día que me demuestras el amor que me tienes te Amo.

INDICE DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	iii
DEDICATORIAS.....	vi
INDICE DE CUADROS	x
RESUMEN	xi
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Importancia.....	1
1.2. Objetivos.....	3
1.3. Hipótesis	3
II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1. Importancia y disponibilidad del agua	4
2.1.1. Escases y demanda	4
2.1.2. Saneamiento y reutilización del agua	5
2.2. Agua residual.....	6
2.2.1. Características del agua residual.....	8
2.2.1.1. Físicas	8
2.2.1.1.1.Temperatura (T).....	8
2.2.1.1.2. Potencial de hidrógeno (pH).....	8
2.2.1.1.3.Color verdadero	9
2.2.1.1.4.Turbiedad (Turb.)	9
2.2.1.1.5.Conductividad eléctrica (CE)	9
2.2.1.1.6.Sólidos disueltos totales (SDT)	10
2.2.1.2. Químicas.....	11
2.2.1.2.1.Oxígeno disuelto.....	11
2.2.1.2.2.Nitrógeno.....	11
2.2.1.2.3.Fósforo (P).....	13
2.2.1.3. Iones solubles	14
2.2.1.3.2.Potasio (K+).....	14
2.2.1.3.3.Calcio (Ca ²⁺) y magnesio (Mg ²⁺).....	14
2.2.1.3.4.Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	15
2.2.1.3.5.Cloruro (Cl ⁻)	15
2.2.1.3.6.Sulfato (SO ₄ ²⁻)	16
2.2.1.4.Indicadores de calidad química del agua para uso agrícola.....	16
2.2.1.4.1.Relación de adsorción de sodio (RAS).....	16
2.2.1.4.2.Salinidad efectiva	17

2.2.1.4.3.Salinidad potencial	18
2.2.1.4.4.Carbonato de sodio residual	19
2.2.1.4.5.Porcentaje de sodio posible	19
2.2.1.4.6.Iones específicos.....	20
2.2.1.5. Microbiológicas	22
2.2.1.5.1.Coliformes fecales (CF).....	22
2.2.1.5.2.Escherichia coli (E.Coli).....	23
2.2.1.5.3.Salmonella	23
2.2.1.6. Compuestos orgánicos.....	24
2.2.2. Alternativas de tratamiento.....	25
2.2.2.1. Primario	26
2.2.2.2. Secundario	26
2.2.2.3. Terciario.....	26
2.2.2.4. Biológico	27
2.2.2.5. Anaeróbico	27
2.2.2.6. Lodos activados	28
2.2.3. Generación de lodos y biosólidos.....	28
2.2.3.1. Normatividad para el uso de biosólidos	30
2.2.3.2 Análisis CRETIB.....	31
2.3. Nitrógeno.....	31
2.3.1. El nitrógeno como un problema de contaminación	31
2.3.2. Remoción.....	36
2.3.3. Nitrógeno como fuente nutrimental.....	37
2.3.4. Volatilización	41
2.3.5. Necesidades de regulación.....	42
2.3.6. Tecnología disponible para el aprovechamiento nutrimental.....	43
2.3.6.1Dosis de biosólidos y estiércol por aplicar al suelo.....	44
2.3.6.2.Dosis de fertilizantes minerales inorgánicos por aplicar al suelo.....	45
III.- MATERIALES Y MÉTODOS	46
3.1 Sitio de la investigación.....	46
3.2.Características del sitio de estudio.....	47
3.3.Muestreo de agua residual cruda y parámetros determinados.....	47
3.4.Determinación de nitrógeno en sus diferentes formas.....	48
3.5.Determinación de CE, RAS y iones solubles	48
3.6.Remoción de nitrógeno por volatilización	49
3.7.Modelación de la volatilización de nitrógeno.....	50
IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51

4.1. Carga nutrimental	51
4.2. Variaciones en la carga nutrimental	54
4.3. Remoción por volatilización.....	56
4.4. Alcances y limitantes que ofrece el valor nutrimental en los sistemas de producción	58
4.5. Salinidad, sodicidad y carga iónica	60
V. CONCLUSIONES	64
VI. BIBLIOGRAFÍA.....	66

INDICE DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1. Valor promedio de la carga nutrimental nitrogenada del efluente sin tratar para el cárcamo principal de Matamoros Coahuila.....	64
Cuadro 2. Valores comparativos de carga nutrimental nitrogenada para efluentes sin tratar que corresponda a Matamoros Coahuila, Distrito de Riego 009 del Valle de Juárez Chihuahua y Distrito de Riego 003 de Tula Hidalgo.....	66
Cuadro 3. Carga nutrimental nitrogenada del agua residual cruda en el cárcamo de Matamoros Coahuila y sitios de muestreo hasta las parcelas de cultivo.....	67
Cuadro 4. Remoción del nitrógeno amoniacal por volatilización en agua residual cruda de Matamoros Coahuila al simular un tratamiento físico de sedimentación en condiciones aerobias.....	70
Cuadro 5. Estimadores de regresión exponencial que representan el modelo de mayor ajuste y que define el proceso de remoción de nitrógeno amoniacal para agua residual cruda de Matamoros Coahuila.....	71
Cuadro 6. Valores de pH, salinidad, sodicidad e indicadores de calidad agrícola como salinidad efectiva, salinidad potencial y carbonato de sodio residual, para agua residual cruda generada en Matamoros, Coahuila.....	73
Cuadro 7. Caracterización de la carga catiónica del agua residual generada en Matamoros Coahuila.....	75
Cuadro 8. Caracterización de la carga aniónica del agua residual generada en Matamoros Coahuila.....	76

RESUMEN

Durante el 2012 se realizó el presente estudio en Matamoros Coahuila, donde los objetivos fueron valorar el nitrógeno del agua residual cruda para su aprovechamiento en actividades agropecuarias, y establecer las variaciones de nitrógeno en sus diferentes formas, en el recorrido que guarda el agua residual hasta las parcelas de cultivo y finalmente determinar los alcances y limitantes que ofrece el valor nutrimental del agua residual en los sistemas de producción de la zona de estudio. Fue colectada agua residual cruda en el cárcamo principal del municipio indicado y a lo largo del trayecto que sigue hasta las parcelas de cultivo, donde el agua es utilizada por los productores de algodón, maíz forrajero y sorgo forrajero. Al agua residual se determinó N-total, N-NH₄ y N-NO₃. Además fue simulado un proceso físico de tratamiento por sedimentación en condiciones aerobias, mediante agitación por vaivén y cada tercer día se evaluaron las variaciones que ocurren por volatilización. Las aportaciones nitrogenadas del agua residual de Matamos Coahuila, representan el 69.25% para N-NH₄, el 28.23% para N-Orgánico y solo el 2.51% para nitratos. Los resultados generados se encuentran dentro de los estándares internacionales para efluentes sin tratar, donde la concentración de nitrógeno total fluctúa entre 20 a 85 mg L⁻¹, con un valor medio de 35 mg L⁻¹, y para Matamoros Coahuila se tiene una concentración total promedio de 64 mg L⁻¹; La carga nutrimental nitrogenada de Matamoros Coahuila, es 3.14 veces mayor a la de Valle de Juárez Chihuahua y 2.08 veces superior a la que posee el DR-003 de Tula Hidalgo. En el trayecto de recorrido del agua residual hacia las parcelas de cultivo, se encontraron diferencias altamente significativas para N-total, N-NH₄ y N-orgánico, debido a una continuidad decreciente en la

concentración de cada parámetro. Las variaciones que registran N-total, N-NH₄ y N-orgánico en el recorrido que guarda el cárcamo hacia las parcelas de cultivo, obedecen a las pérdidas de N-NH₄ por volatilización. La concentración de N-NO₃ del agua residual, no registra variaciones estadísticamente significativas en su concentración, durante el recorrido del cárcamo a las parcelas de cultivo. La concentración de N-NO₃, no presenta la continuidad decreciente observada para N-NH₄, cuando recorre el trayecto del cárcamo a las parcelas de cultivo. El proceso físico de agitación mecánica realizado en laboratorio para agua residual cruda, permitió establecer la volatilización que ocurre para N-NH₄. La remoción evaluada de N-NH₄ por volatilización, permitió conformar un modelo exponencial de pronóstico para Matamoros Coahuila, donde en los primeros 10 días se remueve un 56% del valor total de N-NH₄. Las parcelas de cultivo de Matamoros Coahuila, reciben hasta 62.7 kg N ha⁻¹ tan solo en el aniego del algodnero, en tanto para los riegos de auxilio las incorporaciones pueden alcanzar los 42.8 kg N ha⁻¹. La clasificación química del agua residual para uso agrícola, es moderada en riesgo por salinidad y moderada para sodicidad; sin embargo con el manejo de frecuencias de riego y fracciones de lixiviado, se puede evitar un proceso desalinización del suelo. La presencia de sodio como ión tóxico en el agua de riego, es condicionada, en tanto para cloruros el riesgo es desde nulo a ligero a moderado, por lo que no debe utilizarse en frutales, menos aun en hortalizas. Se confirma la hipótesis de que el agua residual cruda de Matamoros Coahuila, ofrece aportaciones significativas de nitrógeno en los sistemas de producción agrícolas de la Comarca Lagunera.

Palabras claves: Valor nutrimental, nitrógeno, agua residual.

I.INTRODUCCIÓN

La Comarca Lagunera es la principal cuenca lechera del país, misma que ha fortalecido su vocación lechera y productora de carne; para el 2010 se generó una producción de 2,091 millones de litros de leche con una población de 230 mil cabezas de ganado bovino, de igual manera se produjeron 76 millones de leche de cabra con una población de 140 mil cabezas; esta población produce miles de toneladas de estiércol anual, que se traduce en miles de toneladas de nitrógeno y que en gran medida se incorporan a las parcelas de cultivo para mejorar las propiedades físicas y nutrimentales (SAGARPA, 2011).

Los cultivos establecidos anualmente en la Comarca Lagunera, son del orden de 162 mil ha de riego, de las cuales 75 mil ha corresponden a gravedad y 87 mil ha a bombeo, donde se involucran cultivos de P-V, O-I, además de los perennes; los principales sistemas de producción del entorno agrícola de la región corresponden a forrajes con unas 108 mil ha, seguidas por algodónero con 24.4 mil ha, nogal 7.7 mil ha, melón 6.9 mil ha y sorgo escobero 3.8 mil ha, entre otros de menor superficie sembrada (SAGARPA, 2011).

1.1 Importancia

Todos los sistemas de producción requieren altas aportaciones de nitrógeno, excepto la alfalfa que lo demanda en menor cantidad y aun así, muchos de los sistemas agrícolas son deficientes en este elemento. Los recursos nitrogenados disponibles y ampliamente conocidos en la Comarca Lagunera, incluyen al estiércol y fertilizantes inorgánicos (Urea, sulfato de amonio y MAP,

entre otros), además de las aportaciones de nitrógeno que debe poseer el agua residual y que no se conocen en detalle (Canter, 1997).

La carga nutrimental que se utiliza en el riego de los cultivos, es de importancia para los sistemas de producción, ya que permite desarrollar una agricultura rentable, siempre y cuando se garantice que no existen riesgos de contaminación al acuífero por lixiviación de nitratos, para no comprometer el sano desarrollo de la población y su actividad productiva (Palomo-Rodríguez y Figueroa, 2005 y 2007).

La regulación de las dosis de fertilizantes nitrogenados es un planteamiento, que puede entrar en vigor en el mediano plazo, sin embargo es necesario conocer otras fuentes nitrogenadas alternativas que participan en el balance del nitrógeno para la región y evitar la lixiviación de nitratos al acuífero. El presente planteamiento pretende valorar el nitrógeno del agua residual cruda y agua tratada, así como conocer las opciones de uso de éste recurso hídrico en actividades agropecuarias, con miras a generar en el corto plazo un balance de nitrógeno regional en beneficio de los sistemas de producción y del uso sustentable del acuífero que abastece a la región (Pauwels *et al.*, 2001; Muñoz *et al.*, 2004).

1.2. Objetivos

1. Determinar el nitrógeno amoniacal y nitrógeno en forma de nitratos del agua residual.
2. Establecer las variaciones espaciales de nitrógeno, en el recorrido que guarda el agua residual hasta las parcelas de cultivo.
3. Determinar los alcances y limitantes que ofrece el valor nutrimental del agua residual en los sistemas de producción de la zona de estudio.

1.3. Hipótesis

Ho₁: La carga nutrimental del agua residual cruda, ofrece aportaciones significativas de nitrógeno a los sistemas de producción agrícolas de la Comarca Lagunera.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Importancia y disponibilidad del agua

La disponibilidad del agua es apta para el consumo, la preparación de alimentos, higiene personal y agricultura además de que la producción de energía es esencial para garantizar la salud y el bienestar de los seres humanos. El 8% de agua se utiliza para uso doméstico (UNESCO, 2003), es la necesaria para satisfacer las necesidades primarias de la población, incluyendo usos residenciales, comercios, instituciones y espacios recreacionales (Raudel y Márquez 2003), en tanto la industria consume 22%; a escala mundial, en la actualidad, 70% del consumo de agua tiene como destino la agricultura no solo porque la superficie irrigada en el mundo se ha quintuplicado, sino porque no se cuenta con sistemas de riego eficientes (UNESCO, 2003).

La agricultura tiene la desventaja relativa de que es un uso consuntivo o final, pero la ventaja de que podría ahorrar hasta la mitad si se utilizara sistemas de riego de bajo consumo (goteo y aspersión localizada) y esto significaría que ni si quiera se extrae el agua de la fuente (Medellín, 2002).

2.1.1. Escases y demanda

El uso del agua aumentará en función del crecimiento e intensidad de las actividades económicas del país, el crecimiento demográfico, industrialización y urbanización, están agotando y contaminando los lagos, ríos y acuíferos de forma irreversible. Los posibles escenarios de demanda permiten perfilar políticas de manejo y prever estrategias institucionales para enfrentar

necesidades cada vez mayores, bajo presiones de sobreexplotación de fuentes y escasez recurrente del líquido (Brook, 2004).

En las regiones árida a semi-árida de norte de México se encuentran las ciudades más grandes del país, así como las principales concentraciones de actividad industrial y agrícola la distribución espacio-temporal del agua es cada vez más limitada para los diversos usos. (Rosas, *et al.*, 2009).

Más allá del impacto del crecimiento mismo de la población, la demanda de agua dulce ha ido aumentando en respuesta al desarrollo industrial, la dependencia creciente en la agricultura de regadío, la urbanización masiva y los niveles de la vida más altos (Zapata, 2002).

Es el agua empleada en diversas operaciones pero que no equivale al agua que se pierde por evaporación, por ejemplo, en sistemas de enfriamiento; la que se infiltra al subsuelo, como por riego de jardines; y la que se incorpora a un producto manufacturado, en el caso de elaboración de comida y hielo entre otros (Ortiz *et al.*, 2003).

2.1.2. Saneamiento y reutilización del agua

Tenemos un problema, la falta de saneamiento, que potencia las enfermedades Vinculadas con la falta de agua. Las principales ciudades de Europa y de América del Norte, más del 90% de las familias están conectadas a la red de agua y de las cloacas. Pero en la resta del mundo, la situación es bien diferente. Por otra parte, los recursos de agua, también se ven afectados por la

contaminación. Hay unos 2 millones de toneladas de basura, residuos industriales, domésticos y agrícolas estos incorporados diariamente en aguas y receptores (UNESCO, 2003).

El reusó de aguas residuales está definido como aprovechamiento en actividades diferentes a las cuales fueron originadas y por ende brinda la posibilidad de liberar agua para otros usos o usuarios (Silva *et al.*, 2008).

Los tipos y aplicaciones se clasifican de acuerdo con el sector o infraestructura que recibe el beneficio, siendo los principales: el urbano, que incluye irrigación de parques públicos, campos de atletismo, áreas residenciales y campos de golf; el industrial, en el que ha sido muy empleado durante los últimos años, especialmente los sistemas de refrigeración de las industrias, y el agrícola, en la irrigación de cultivos (Manga y Logreira 2001).

El reusó de efluentes tratados se ha incrementado en la agricultura ya que como metas promover la agricultura sostenible, preservar las escasas fuentes de agua y mantener la calidad ambiental. Para el caso de México, este tipo de alternativa parece ser atractiva debido a la unión de dos factores: las regiones áridas donde la producción agrícola depende del riego (Bernal *et al.*, 2002).

2.2. Agua residual

El agua residual o aguas negras, son fundamentalmente aguas de abastecimiento de una población, después de haber sido impurificadas por diversos usos; desde el punto de vista de su origen, resultan la combinación de líquidos o desechos que convergen a los sistemas de alcantarillado,

procedentes de las casas habitación, el comercio e industria, así como agua superficial de escorrentía de los eventos de precipitación; este recurso de agua debe ser tratada para su re-uso de acuerdo a los esquemas de saneamiento establecidos por la normatividad mexicana (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a).

Algunos autores hacen una diferencia entre aguas servidas y aguas residuales en el sentido que las primeras solo provendrían del uso doméstico y las segundas corresponderían a la mezcla de aguas domésticas e industriales; en todo caso, están constituidas por todas aquellas aguas que son conducidas por el alcantarillado e incluyen, en ocasiones al agua de lluvia y las infiltraciones de agua del terreno (Wikipedia, 2011).

El agua residual está conformada por una diversidad de parámetros inorgánicos, orgánicos y microbiológicos, entre los que destaca la carga nutrimental (N-total, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄, fósforo total, fosfatos y ortofosfatos), carga orgánica (DBO, DQO), además de iones solubles (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, SO₄, Cl), grasas y aceites, detergentes (SSAM), fluoruros, turbidez, sólidos en sus diferentes formas, metales pesados y metaloides, carga microbiológica (coliformes totales, coliformes fecales, salmonella y virus), así como compuestos orgánicos volátiles, semivolátiles y plaguicidas (Palomo-Rodríguez y Figueroa 2004).

2.2.1. Características del agua residual

2.2.1.1. Físicas

Los parámetros de calidad del agua a evaluar guardan relación con los contaminantes potenciales, que pueden estar presentes en el agua superficial de la planta tratadora de agua, y al uso de la misma.

2.2.1.1.1. Temperatura (T)

La temperatura es una medida del grado de calor de un cuerpo, se expresa en unidades de grado centígrado (°C) y se mide con un termómetro de mercurio o digital. El agua hidrotermal y geotérmica de los pozos profundos tienen temperaturas elevadas: entre 40 y 96 °C; y superior a los 100 °C, respectivamente. La descarga de estas aguas en las nacientes superficiales puede causar daño a la flora y fauna acuática, así como favorecer reacciones químicas secundarias, reducir los niveles de oxígeno y acelerar el crecimiento de bacterias (OMS, 1998).

2.2.1.1.2. Potencial de hidrógeno (pH)

El pH es una medida del contenido de ión hidrógeno en medio acuoso. Las aguas que poseen un valor de pH superior a siete son alcalinas, y si es inferior son ácidas. El agua de los ríos que no está afectada por la contaminación presenta un pH entre 6,5 y 8,5, dentro del cual los organismos acuáticos capturan y liberan dióxido de carbono durante la fotosíntesis y respiración, respectivamente (Hem, 1985).

2.2.1.1.3. Color verdadero

Existen dos tipos de color: el verdadero y aparente. El primero es el que se debe a las sustancias disueltas una vez eliminada la turbiedad. El segundo es el que resulta de las sustancias disueltas como por ejemplo las materias en suspensión. Se miden en unidades de platino cobalto (U-Pt-Co), basadas en 1 mg L⁻¹ de Pt. Pueden deberse a la presencia de materias orgánicas coloreadas o de minerales como el hierro. Los colores reales aparentes son aproximadamente idénticos en el agua clara y en las aguas de turbidez muy débil (OMS, 1998).

2.2.1.1.4. Turbiedad (Turb.)

La turbiedad es una medida de la cantidad de materia en suspensión que interfiera con el paso de un haz de luz a través del agua. Se expresa en unidades de nefelométricas de turbiedad (UNT) y se mide en un turbidímetro (OMS, 1998). Es producida por materias suspendidas como arcilla o materia orgánica e inorgánica finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros microorganismos (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.1.5. Conductividad eléctrica (CE)

La conductividad es una medida de la actividad eléctrica de los iones en una disolución. Se expresa en unidades de microsiemen por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y se mide con un conductímetro (APHA-AWWA-WPCF, 1992). La conductividad de las aguas subterráneas es elevada (superior a 10 000 $\mu\text{S cm}^{-1}$), en contraste con las nacientes que es baja (entre 39 y 294 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Este parámetro es un

indicador de alguna filtración o descarga de aguas superficiales (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.1.6. Sólidos disueltos totales (SDT)

Los sólidos se refieren al material suspendido o disuelto en cualquier tipo de agua y que pueden afectar la calidad, por lo que los análisis son importantes en el control de procesos de tratamiento de las aguas residuales. En grandes cantidades pueden ensolvar los canales y tuberías por los que se conduce el agua de riego a los cultivos. El agua residual de las explotaciones estudiadas tiene una concentración de sólidos de 0.38 por ciento, mientras que el agua mezclada disminuye la concentración a 0.13 por ciento (US-EPA, 1989).

En el agua para consumo humano, la mayoría de la materia orgánica se encuentra en forma de sólidos disueltos y consiste en sales y gases disueltos. Los iones predominantes son el bicarbonato, cloruro, sulfato, nitrato, sodio, potasio, calcio y magnesio. Estas sustancias influyen sobre otras características del agua, tales como el sabor, dureza y tendencia a la incrustación. Las aguas geotérmicas poseen un alto contenido de sólidos disueltos totales. Este parámetro es un indicador de alguna filtración o descarga de aguas subterráneas en manantiales superficiales (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.2. Químicas

2.2.1.2.1. Oxígeno disuelto

El oxígeno es un oxidante que se encuentra en la atmósfera y juega un papel muy importante en las reacciones de oxidación-reducción acuosas, así como también en la respiración microbiana. Un método analítico para su determinación es el yodométrico de Winkler (U-S Geological Survey, 2006). Se mide en porcentaje de saturación del oxígeno disuelto a una determinada temperatura del agua y altura del sitio de muestreo. La solubilidad del oxígeno depende de la presión atmosférica a una temperatura dada. Así, en el verano cuando las temperaturas son altas, su solubilidad es menor en comparación con el invierno. Este parámetro es un indicador de la capacidad de un cuerpo de agua para mantener la vida acuática (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.2.2. Nitrógeno

El nitrógeno (N) se presenta en las siguientes formas: nitrito (N-NO_2), nitrato (N-NO_3) y amonio (N-NH_4), entre otros. Este ciclo es sumamente dinámico y complejo, sobre todo los procesos microbiológicos responsables de la mineralización, fijación y desnitrificación del nitrógeno de los suelos, por lo que el ritmo del mismo depende de factores como la humedad del suelo, la temperatura y el pH (Ongley, 1997).

Por lo general, en los suelos que no están empantanados, el nitrógeno del suelo (retenido como proteína de la materia vegetal) y el de los fertilizantes se transforman microbiológicamente en amonio mediante el proceso de amonificación. El ion de amonio se oxida por la acción de dos grupos de

bacterias (Nitrosomonas que catalizan, y Nitrobacter) convirtiéndose en nitrito y luego en nitrato en un proceso llamado nitrificación (Ongley, 1997).

La desnitrificación se produce en condiciones anóxicas, como en las tierras húmedas, donde el nitrato se reduce a varias formas gaseosas. El nitrato se deriva de dos fuentes: naturales y artificiales. En las aguas superficiales de las primeras, los nitratos se originan de la descomposición por microorganismos de la materia nitrogenada orgánica, como las proteínas y excretas de las plantas y animales (Pacheco *et al.*, 2002).

Las segundas son los fertilizantes nitrogenados utilizados en los cultivos agrícolas. Además, los nitratos son responsables del fenómeno de la eutrofización, la cual es el enriquecimiento desmesurado del agua con nutrientes. La toxicidad del nitrato para el ser humano es atribuible principalmente a su reducción a nitrito. Las aguas que contienen concentración de nitratos mayor al límite recomendado (OMS, 1999).

El amonio es un indicador de contaminación fecal y causan problemas de olor y sabor en el agua. Por lo que, las aguas que contiene mayoritariamente nitrógeno orgánico y amoniacal se consideran que han sido contaminados recientemente y que existe un alto riesgo potencial (WHO, 2001).

2.2.1.2.3. Fósforo (P)

Los compuestos que contienen fósforo (P), tales como los fosfatos y nitrógenos son bio-nutrientes, es decir, sustancias necesarias para el crecimiento vegetal, el exceso de fosfatos causa la eutrofización, la cual provoca un incremento incontrolado de la flora de algas de cianobacterias que producen toxinas en el organismo que las ingiere, y una drástica disminución de oxígeno disuelto en el agua (Sharpley *et al.*, 2003).

En principio, estos bio-nutrientes no deberían ser considerados como contaminantes del agua, pero la actividad humana ha aportado excesos en los ecosistemas acuáticos (Sharpley *et al.*, 2003). En concentraciones superiores a 0,02 ppm de fósforo generalmente acelera la eutrofización. Los fosfatos están presentes en las aguas superficiales como resultado de la meteorización y lixiviación de las rocas portadoras de fósforo procedentes de la erosión del suelo, de aguas residuales, escorrentía agrícola y precipitación atmosférica (Sharpley *et al.*, 2003).

El fósforo inorgánico (ortofosfatos: fosfato trisódico, disódico, monosódico y diamónico; y polifosfatos: hexametafosfato y tripolifosfato de sodio, y pirofosfato tetrasódico) pueden provenir de agua residual doméstica como resultado de la degradación metabólica de las proteínas y eliminación de los fosfatos presentes en la orina. Los polifosfatos pueden estar presentes en algunos detergentes sintéticos (Sawyer *et al.*, 2001).

2.2.1.3. Iones solubles

2.2.1.3.1. Sodio (Na^+)

Las principales fuentes de sodio son la halita (NaCl), espuma del mar, manifestaciones hidrotermales, salmueras, algunos silicatos y minerales raros como la nacolita (NaHCO_3) u otros (Hounslow, 1995). En el agua el sodio se origina del intercambio iónico natural, en donde la arcilla que la contiene reacciona con el calcio o magnesio y la libera (Hounslow, 1995).

El sodio se encuentra en niveles elevados en aguas subterráneas, donde hay abundancia de depósitos de minerales de sodio, o por infiltración de aguas geotérmicas de origen profundo (superior a 3000 mg L^{-1}); mientras que, en cuerpos de agua superficiales de las nacientes el contenido es relativamente bajo (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.3.2. Potasio (K^+)

El potasio es otro componente mayoritario que se encuentra en elevada concentración en las aguas subterráneas de origen profundo (entre 500 y 600 mg L^{-1}). La infiltración de estas se manifiesta en un alto contenido de potasio en los cuerpos de agua superficiales de los yacimientos acuíferos (Hounslow 1995).

2.2.1.3.3. Calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+})

En el suelo, son muchas las fuentes de calcio, como por ejemplo: la calcita (CaCO_3), dragonita, dolomita, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), anhidrita (CaSO_4) y fluorita (CaF_2), entre otros (Hounslow 1995). La principal fuente de magnesio en aguas naturales es la dolomita; mientras que, en aguas salinas

predomina el cloruro de magnesio ($MgCl_2$) (Hounslow ,1995). El calcio y el magnesio son los principales componentes de la dureza del agua, cuyas fuentes naturales provienen de rocas sedimentarias y la escorrentía, responsable de las incrustaciones en las tuberías. Por lo general, el agua subterránea es más dura que la superficial (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.3.4. Bicarbonato (HCO_3^-)

El bicarbonato es una medida de la capacidad del agua de aceptar protones. El dióxido de carbono (CO_2) generado en los procesos biológicos al combinarse con el agua forma ácido carbónico (H_2CO_3), el cual rápidamente se descompone en bicarbonato (HCO_3^-) (Romero, 1999). No obstante, en el agua de origen profundo, la elevada concentración de bicarbonato se debe a la disolución de minerales de carbonato de calcio, calcita, principalmente (Appelo y Postma 1994), o de la reducción de sulfato (Hounslow ,1995).

2.2.1.3.5. Cloruro (Cl^-)

Las fuentes comunes de cloruro son la halita, fuentes termales y salmueras (Hounslow, 1995). Las concentraciones elevadas de cloruro hacen que el agua tenga un sabor desagradable, el cual depende de la composición química del agua (OMS, 1995). Si el catión predominante es el sodio, una concentración de cloruro de 250 mg L^{-1} puede tener un sabor salado detectable, pero si prevalecen el calcio y magnesio, no se detecta. Las aguas geotérmicas son altas en contenido de cloruro que van de 5000 a 6000 mg L^{-1} (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.3.6. Sulfato (SO₄²⁻)

En la superficie, las fuentes de sulfato son los minerales pirita (FeS₂), yeso y anhidrita (Hounslow, 1995). Los gases azufrados como el sulfuro de hidrógeno (H₂S) y dióxido de azufre (SO₂) son abundantes en la atmósfera y su origen natural es la descomposición anaerobia de la materia orgánica (sedimentos y combustibles fósiles) y erupciones volcánicas. Los sulfatos llegan al medio acuático mediante la oxidación del SO₂ atmosférico o proveniente de desechos industriales; su concentración en la mayoría de las aguas dulces es muy baja en contraste con las aguas geotérmicas de origen profundo que es alta en concentraciones de 40 y 50 mg L⁻¹ (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.4. Indicadores de calidad química del agua para uso agrícola

2.2.1.4.1. Relación de adsorción de sodio (RAS)

Uno de los iones que favorece la degradación del suelo es el sodio que sustituye al calcio en suelos de zonas áridas; situación que da lugar a una dispersión de los agregados y una pérdida de la estructura, por lo que el suelo pierde rápidamente su permeabilidad. Cuando el agua de riego presenta una elevada proporción de sodio, sobre la que ofrece calcio más magnesio, el problema de degradación del suelo puede originarse (Hanson, 1993).

Cuando el sodio se encuentra presente en alta concentración en el agua de riego, el calcio y magnesio se precipitan en la solución del suelo por la acción de carbonatos y bicarbonatos, entonces el sodio se acumula y substituye el calcio y magnesio en el intercambio de cationes dando lugar a un desequilibrio eléctrico de las partículas coloidales del suelo, debido al predominio de cargas

negativas; cuando esto ocurre, las partículas se repelen, el suelo se desmenuza y pierde su estructura. En un suelo desmenuzado existe menos entrada de oxígeno, y permeabilidad, se fomenta la compactación y endurecimiento del suelo, lo que en consecuencia afecta el desarrollo normal de los cultivos. Ayers y Westcot (1987) presentan la forma de calcular la relación de adsorción de sodio (RAS):

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / 2)^{1/2}$$

2.2.1.4.2. Salinidad efectiva

Es una estimación más real del peligro que presentan las sales solubles del agua de riego al pasar a formar parte de la solución del suelo, pues considera la precipitación de los carbonatos de calcio y de magnesio de los sulfatos de calcio, y que por lo tanto dejan de tener efecto en la presión osmótica de la solución del suelo. Este proceso es más relevante cuando el agua tiene un alto contenido de carbonatos y bicarbonatos (Palacios y Aceves 1970). El parámetro salinidad efectiva (SE) fue creado para tomar en cuenta la reducción en la concentración de sales a medida que se precipitan los carbonatos de calcio y magnesio (Vásquez, 1999); para calcular la salinidad efectiva existen cuatro opciones:

SE1: Suma de Cationes - (CaCO₃ + MgCO₃ + CaSO₄) Si

$$\text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4)$$

En este caso se considera para casos que cumplieron las condiciones

$$\text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-) \text{ y } (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-).$$

SE2: Suma de Cationes - Ca^{2+}

$$\text{Si } \text{Ca}^{2+} < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4) \text{ pero } \text{Ca}^{2+} > (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$$

Aplica en casos en donde la condición que se cumplió fue

$$(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}) < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-).$$

SE3: Suma de Cationes - $(\text{Ca} + \text{Mg})$ Si $\text{Ca} < (\text{CO}_3 +$

$$\text{HCO}_3^-)$$
 pero $(\text{Ca} + \text{Mg}) < (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$

SE4: Suma de Cationes - $(\text{Ca} + \text{Mg})$ Si $(\text{Ca} + \text{Mg}) <$

$$(\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$$

2.2.1.4.3. Salinidad potencial

Si la humedad aprovechable del suelo disminuye por debajo de 50 %, los cloruros y parte de los sulfatos son las últimas sales que quedan en la solución (Allison *et al.*, 1985). La salinidad potencial es un índice para estimar el peligro de este tipo de sales a bajo nivel de humedad y que por lo tanto aumenta considerablemente la presión osmótica. La metodología para calcular la salinidad potencial fue generada por Eaton e indicada por (Palacios y Aceves 1970) donde se considera el contenido de cloruros y la mitad de los sulfatos expresados en meq L^{-1} (Vásquez, 1999).

$$\text{Salinidad Potencial} = \text{Cl}^- + 1/2 \text{SO}_4$$

2.2.1.4.4. Carbonato de sodio residual

En este caso es interesante el concepto de carbonato de sodio residual (CSR), ya que la composición aniónica del agua de riego interesa, especialmente por el contenido de carbonatos y bicarbonatos (U.S. Salinity Laboratory, 1965 y 1965a). Esto se debe a que en los suelos, el agua puede precipitar o disolver carbonato de calcio lo que puede agravar o disminuir su peligrosidad por sodio (Bower *et al.*, 1965). De acuerdo con Lavado (1976), este indicador se calcula de la siguiente manera y es expresado en meq L⁻¹;

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^{-}) - (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+})$$

El agua que contiene más de 2.5 meq L⁻¹ no es buena en tanto es dudosa la que presenta un contenido de 1.25 a 2.5 meq L⁻¹; y finalmente es buena si este contenido es inferior a 1.25 meq L⁻¹. El riesgo de CSR se reduce a través de la eliminación de carbonatos y bicarbonatos con tratamiento ácido ya sea sulfúrico, nítrico o fosfórico. En sistemas de fertirrigación es indispensable la eliminación de CSR, pues provoca taponamientos en los emisores (Terrón, 1995).

2.2.1.4.5. Porcentaje de sodio posible

El peligro de desplazamiento de calcio y magnesio por el sodio, en el complejo de intercambio, empieza cuando el contenido de sodio en solución es más de la mitad de los cationes disueltos (Palacios y Aceves 1970); Cantidad de Na⁺ que resulta una vez precipitados los Carbonatos de Ca⁺ y Mg⁺², así como del CaSO₄ (Vásquez, 1999) los cuales al precipitarse aumentan relativamente la

proporción de sodio sobre los demás cationes y se basa en la siguiente ecuación:

$$\text{PSP} = [\text{Na}^+ / \text{SE}] 100$$

Donde Na^+ = Sódio

SE = Salinidad Efectiva

2.2.1.4.6. Iones específicos

Ciertos iones ejercen efectos específicos sobre el crecimiento, independientemente de la presión osmótica, los cuales pueden ser de naturaleza tóxica o nutricional, tal como sucede con Na^+ , Cl^- , Bo, HCO_3^- y otros (Allison *et al.*, 1985). En lo que corresponde a ciertos niveles, la concentración de sales dentro de las células altera la relación de la reacción metabólica de acuerdo con la especie, lo cual causa ciertas distorsiones a nivel celular. Estos efectos pueden ser visibles en forma de áreas necróticas, quemadura apical o de los bordes e ineptitud de la planta para cumplir su ciclo normal (George, 1967). Al utilizar agua residual para regar, los iones presentes que más preocupan son el sodio, cloruros y boro; de estos la toxicidad de mayor incidencia es de boro y cloruros (Palacios y Aceves, 1970; Vásquez, 1999).

En relación con la nutrición, la respuesta de las plantas a salinidad se complica por numerosos factores; un exceso de Na^+ generalmente es acompañado de bajo contenido de Ca^{+2} y tiene efecto antagónico en la absorción de Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^+ . A valores bajos de salinidad, el porcentaje de Na^+ afecta más a las plantas que a porcentajes altos de salinidad, lo que indica que no hay efecto aditivo de sales y Na^+ (Bernstein; 1960).

Elevados contenidos de sodio pueden afectar a las plantas y producir problemas de permeabilidad en el suelo. El efecto perjudicial del sodio se puede contrarrestar con elevados contenidos de calcio en el suelo. Algunos de los cultivos más sensibles al sodio son el almendro, aguacate, frutales de hueso y cítricos. Contenidos foliares de sodio superiores a 0.3 - 0.5 % (sobre peso seco) suelen indicar problemas de toxicidad en la mayoría de árboles frutales y cítricos (Ramos *et al.*, 1989).

El ión cloro es movido por la corriente transpiratoria y acumulado en las hojas; cuando excede la tolerancia del cultivo, se produce daño en las hojas o bien ocasiona el secamiento de las mismas. El daño normalmente ocurre en las puntas de las hojas jóvenes y baja progresivamente. En casos extremos puede haber necrosis y caída de hojas. Un contenido de cloruros inferior a 140 mg L^{-1} no presenta problema, de 140 a 350 mg L^{-1} el problema aumenta y a valores superiores a 350 mg L^{-1} puede ocasionar problema de toxicidad grave. Estos valores son orientativos y el problema se puede más o menos resolver impidiendo la acumulación de cloruros en el suelo manteniendo una fracción de lavado adecuada. Niveles de cloruros en las hojas de los cítricos superiores a 0.5 - 0.1 % (sobre peso seco) indican posible problema de toxicidad por cloruros. Al utilizar riego por aspersión el contenido en cloruros del agua debe ser inferior a 100 mg L^{-1} para evitar posible problema de fitotoxicidad. La toxicidad por cloruros puede ocurrir directamente por absorción durante el riego aplicado por aspersión (Ramos, 1996).

2.2.1.5. Microbiológicas

El agua destinada al consumo humano y uso doméstico debe estar libre de patógenos. La mayor parte de las enfermedades transmitidas a través del agua tienen su origen en la ingestión de agua contaminada por microorganismos de origen fecal y por lo tanto producen cuadros diarreicos en las personas. Existen muchas fuentes de contaminación, dentro de las más comunes se encuentra la ingestión de alimentos o agua contaminada con heces que provienen del tracto gastrointestinal del hombre y otros animales de sangre caliente. Los principales indicadores para la evaluación de la calidad bacteriológica del agua son los coliformes fecales y la bacteria *Escherichia coli*, ambos provienen de las heces de origen humano y animal (Henry y Heinke 1999).

2.2.1.5.1. Coliformes fecales (CF)

Los coliformes fecales son un subgrupo de bacterias entéricas, que fermentan la lactosa a altas temperaturas de incubación (44,5 °C), por lo que también se les conocen como coliformes termotolerantes. Este grupo consiste principalmente de bacterias como *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Citrobacter freundii* y *Enterobacter sp.* (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Las bacterias coliformes fecales se localizan naturalmente en el aparato digestivo del hombre y de animales de sangre caliente; por lo tanto, se encuentran en las heces de estos orígenes, pero también algunas pueden hallarse en el ambiente. Las bacterias más frecuentes en las aguas contaminadas son los coliformes fecales (Ongley, 1997). Las enfermedades de

transmisión hídrica son causadas por bacterias, virus y parásitos (protozoarios y helmintos) que se encuentran en las heces de los individuos infectados y de ahí son las fuentes de contaminación del agua. Se controlan los niveles de coliformes fecales debido a la correlación que existe entre estos y las bacterias patógenas (Cortés-Lara, 2003).

2.2.1.5.2. *Escherichia coli* (E. Coli)

Escherichia coli es un bacteria que pertenece a la familia Enterobacteriaceae, es un huésped constante del intestino del hombre y de los animales de sangre caliente, que puede causar infecciones gastrointestinales (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Por su especificidad, está considerada como un buen índice de contaminación fecal reciente, la cual está relacionada con las descargas de aguas residuales domésticas (OMS, 1995), por lo que su detección implica investigar las fuentes potenciales o el sistema de distribución. Se considera el índice de contaminación fecal más adecuado (WHO, 2007).

2.2.1.5.3. *Salmonella*

Son bacterias gram negativas, aeróbicas facultativas, también pertenecientes a la familia Enterobacteriaceae y relacionadas con *Escherichia coli*, *Shigella spp.* y otras bacterias entéricas. Estas bacterias pueden causar diferentes cuadros clínicos, como fiebre tifoidea y salmonelosis, que son enfermedades gastrointestinales transmitidas por los alimentos (Henry y Heinke, 1999).

Normalmente habitan en el intestino de algunos animales y pueden encontrarse en las aguas residuales. El ser humano puede ingerir alimentos contaminados por parte de los manipuladores de alimentos (contaminación cruzada) o contaminarse de productos de origen animal, como los pollos y el ganado que pueden ser portadores de salmonellas, las cuales pueden pasar a los alimentos frescos tales como la leche, los huevos y productos derivados como natillas, lácticos y aquellos que incluyen huevos sin cocinar como la mayonesa. Otros alimentos comúnmente implicados en los brotes de salmonella son las carnes y los productos cárnicos como pasteles de carne y salchichas curadas pero no cocinadas (Madigan *et al.*, 2004).

La calidad microbiológica del agua residual se basa en la determinación de aquellos microorganismos que pueden afectar directamente al ser humano o que, por su presencia puedan señalar la posible existencia de otros, tal y como sucede con los coliformes fecales, *Escherichia coli* y *Salmonella* (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

2.2.1.6. Compuestos orgánicos

Los compuestos orgánicos presentes en el agua comúnmente son los ácidos húmicos que existen tanto en forma natural como por la creciente descarga de de compuestos orgánicos sintéticos que actúan como precursores, tales como los empleados para la limpieza de textiles y de componentes electrónicos (solventes). Los ácidos húmicos se dividen en dos grandes grupos: el fulvico y el húmico. Las fracciones que componen estos grupos son químicamente similares y su clasificación se basa en la diferencia de peso molecular. Los

fulvico tienen peso molecular más bajo (200 a 1000 g mol⁻¹), mientras que el de los húmicos es superior (2000,000 g mol⁻¹). La separación en ambos grupos es arbitraria y no siempre consistente, por lo que es común denominarlas en forma global (Jiménez-Cisneros, 2001).

Entre los compuestos orgánicos problemáticos se encuentran los trihalometanos y los halógenos orgánicos que se forman mediante reacciones de oxidación y sustitución entre el cloro y los ácidos húmicos. El ozono también produce compuestos secundarios como son los aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos y ftalatos. Durante la desinfección con dióxido de cloro existe el riesgo de formar compuestos orgánicos clorados. Entre los compuestos orgánicos de origen sintético que se encuentran en el agua están los herbicidas, pesticidas, queroseno, y los derivados del benceno (Jiménez-Cisneros, 2001).

2.2.2. Alternativas de tratamiento

Es el proceso por el cual los sólidos que contienen los líquidos son separados parcialmente, siendo que el resto de los sólidos orgánicos complejos queden convertidos en sólidos minerales o en sólidos orgánicos relativamente estables, la magnitud de este cambio depende del tipo de tratamiento empleado (Reynolds, 2002). Una vez completado el proceso del tratamiento es necesario disponer los líquidos y sólidos que se hayan separados (Rigiola, 1999).

2.2.2.1. Primario

Este tratamiento consiste en la eliminación por medio de operaciones físicas como la filtración, cribado, neutralización, sedimentación, floculación, desarenado y desaceitado para remover sólidos en suspensión, DBO y DQO en el agua residual, mediante el proceso físico de asentamiento (Ortiz y Casas, 2007).

2.2.2.2. Secundario

En este proceso de tratamiento, se realiza la reducción de la carga orgánica, reflejada en la Demanda Bioquímica de Oxígeno, mediante la acción de las bacterias o microorganismos que son los encargados de degradar la materia orgánica presente en el agua residual después del tratamiento primario, mediante la acción de una biomasa activa, especialmente bacterias que actúa a través de procesos de absorción biológica, mecanismo que efectúan las bacterias a través de su membrana citoplásmica, con reacciones bioquímicas catalizadas por enzimas, que permiten utilizar los sólidos disueltos como fuente de energía, de tal manera que una vez aprovechados, son transformados en sólidos mineralizados o estabilizados, permitiendo la preparación del agua para su posible tratamiento terciario o avanzado (López, 2007).

2.2.2.3. Terciario

Consiste en la remoción de sustancias suspendidas y disueltas que permanecen después del tratamiento convencional, es decir elimina contaminantes específicos no removidos en el tratamiento secundario: fosfatos, nitratos, plaguicidas, sales, materia orgánica persistente, metales pesados. A

fin de prevenir la contaminación de los cuerpos de agua receptores, o bien, obtener la calidad adecuada para el reúso, factor de importancia en la planeación de recursos hidráulicos donde el abastecimiento de agua es limitado (Vaca *et al.*, 2005).

2.2.2.4. Biológico

Los tratamientos de descontaminación de agua abarcan una gran variedad de métodos. Entre los más utilizados están los que involucran microorganismos, debido a que estos desarrollan sistemas económicos, eficientes y no generan subproductos contaminantes (López, 1981) el sistema de lodos activados, el cual se fundamenta en el trabajo de las bacterias aeróbicas para degradar los desechos existentes en el agua, transformándolos en elementos menos contaminantes (García, 2001).

2.2.2.5. Anaeróbico

La descomposición de la materia orgánica por las bacterias se realiza en ausencia de aire, utilizándose reactores cerrados; en un proceso anaerobio, la mayoría de las sustancias orgánicas se convierte en dióxido de carbono y metano. Los productos finales de la digestión anaerobia son el biogás (mezcla gaseosa de metano, dióxido de carbono, hidrógeno, nitrógeno y sulfuro de hidrógeno), que se puede aprovechar para la producción energética, y los lodos de digestión (compuestos no biodegradables y biomasa) (Leal, 2004; Serván *et al.*, 2009).

2.2.2.6. Lodos activados

En México, la ausencia de una regulación en torno al manejo de lodos producidos durante el tratamiento de las aguas residuales, propició que casi todas las plantas construidas hasta la mitad de la década de 1990 carezcan de instalaciones específicas para el tratamiento de estos lodos. Ante esta problemática, el gobierno de México, publicó recientemente la Norma Oficial Mexicana que regulará la disposición y el reusó de los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT, 2002).

Los lodos que son completamente diferentes a los biosólidos, ambos son subproductos líquidos, sólidos o semisólidos generados durante el tratamiento de aguas servidas. Esto incluye, pero no se limita, a sólidos removidos en tratamientos primarios, secundarios o terciarios material derivado de lodos sanitarios (Castro *et al.*, 2007).

El Tratamiento de agua residual por método biológico/químico reduce los contaminantes existentes en el agua. Estos compuestos permanecen en los lodos de las plantas del tratamiento que se generan al final del tratamiento del agua. El tratamiento del lodo es necesario tanto para reducir y mejorar los lodos, que son producidos durante el tratamiento biológico de las aguas residuales. Tratamiento biológico y químico de aguas residuales produce distinto tipo de lodos, de los cuales son los siguientes (Castro *et al.*, 2007).

2.2.3. Generación de lodos y biosólidos

Durante el tratamiento de agua residual, se separa toda la materia sólida y semi-sólida para producir agua limpia como producto principal y lodos

residuales como subproducto, los lodos residuales son ricos en materia orgánica y nutrientes; sin embargo, contienen algunos contaminantes y organismos patógenos (Potisek *et al.*, 2008).

Los métodos de tratamiento de lodos pueden estar orientados fundamentalmente a conseguir dos fines bien diferenciados. Por un lado, existen una serie de tratamientos que llevan a cabo una estabilización de los biosólidos, es decir, los someten a un tratamiento que da lugar a un producto adecuado para su utilización posterior, reduciendo su capacidad de fermentación y la presencia de organismos patógenos (Haubry *et al.*, 1992).

Las principales características físicas de los biosólidos es el contenido de humedad. Dependiendo del método de estabilización y deshidratado, el porcentaje de sólidos varía de 5 a 90 por ciento. Cuando el contenido de sólidos es muy bajo, los biosólidos son de aspectos gelatinosos, debidos a que se le añaden polímeros. A medida que el porcentaje de sólidos aumenta, su aspecto cambia a una masa sólida, suave como lodo, respecto al color de los biosólidos es negro y el olor fuerte (Potisek *et al.*, 2008a).

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) generan un subproducto conocido como biosólidos que es unos materiales semisólido, oscuros, con alto contenido de materia orgánica y nutrientes que puede ser como abono orgánico en suelos deteriorados. No obstante, este subproducto, que es un resultado de un proceso de estabilización, actualmente representa

un problema de tipo ambiental debido a su contaminante como microorganismos patógenos y metales pesados (Figuroa *et al.*, 2002).

El creciente aumento de la población en Ciudad Juárez, ha creado la necesidad de construir y operar infraestructura de agua potable y sistemas de alcantarillado hacia diversos rumbos de la ciudad, lo que implica ampliar los programas de saneamiento del agua. A partir del año 2000 iniciaron operaciones dos plantas de tratamiento de agua residual, donde son tratadas alrededor de 174 millones de M³ anuales y donde se genera un volumen de 175 toneladas diarias de lodos residuales, producto de un tratamiento primario avanzado que recibe el agua residual. Los lodos son el subproducto sólido o semisólido del tratamiento de aguas residuales y contienen una alta proporción de materia orgánica y nutrientes (Figuroa *et al.*, 2000 y 2002).

2.2.3.1. Normatividad para el uso de biosólidos

La norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002-Protección Ambiental.- Lodos y Biosólidos-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, fue pública en el diario oficial de la federación el 15 de agosto del 2003. Dicha norma contiene los lineamientos para el manejo y disposición de lodos y biosólidos en México (SEMARNAT, 2002).

Es por ello que para su aprovechamiento como mejorador de suelo y fertilizante, los biosólidos deben ser declarados “no peligrosos” para el

ambiente en base al análisis CRETIB la Ley general de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (SEMARNAT, 2003).

2.2.3.2 Análisis CRETIB

Los trabajos de investigación realizados involucraron además las etapas: a) diagnóstico de la contaminación en biosólidos, lo que incluye análisis CRETIB (Código de clasificación de las características que contienen los residuos peligrosos y se forma con las iniciales de Corrosivo, Reactivo, Explosivo, Tóxico, Inflamable y Biológico-Infecioso), además de la caracterización por metales pesados y formas de estabilización para reducir la carga de patógenos, b) evaluación de la fertilidad de biosólidos en el suelo, lo que involucra a diversos nutrientes, pH, CIC y Materia orgánica, c) evaluación de riesgos de contaminación por la lixiviación de nitratos y metales pesados, mismos que se realizaron en columnas de suelo bajo condiciones de laboratorio, así también se determinó la acumulación de metales pesados in situ, y finalmente d) respuesta agronómica y rentabilidad que proporciona esta tecnología (Figueroa *et al.*, 2002).

2.3. Nitrógeno

2.3.1. El nitrógeno como un problema de contaminación

El RIVM, (1992) (Instituto de Salud Pública y el Ambiente de Holanda), señala que la agricultura europea es causante del 60% del total del flujo fluvial de nitrógeno, que llega al Mar del Norte y es responsable del 25% de la carga total de fósforo (RIVM, 1992). El mismo informe señala que en la República Checa, la agricultura aporta el 48% de la contaminación del agua superficial.

La FAO/CEPE (1991) indica que Holanda registra una contaminación sustancial de las aguas subterráneas por nitratos, en tanto (Appelgrenet, 1994) observa que el 50% de los pozos poco profundos que abastecen de agua a más de un millón de residentes de Lituania no son aptos para el consumo humano por la presencia de una gran variedad de contaminantes, entre los que figuran plaguicidas y compuestos nitrogenados. En México se ha detectado la presencia de diversos contaminantes en los acuíferos, donde destaca básicamente la presencia nitratos y arsénico (Palomo-Rodríguez y Arciniega 1998; Palomo-Rodríguez *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2005, 2005a y 2005 b; Petkova, 1999).

El nitrógeno mineral o inorgánico, que es el disponible para las plantas, está presente en todos los suelos agrícolas pero en cantidades limitadas, por lo que prácticamente siempre es necesario suministrarlo en diferentes formas. A pesar de que hay una gran reserva de N orgánico en el suelo, aquel no está disponible para las plantas y es solo el N inorgánico o mineral el que pueden usar los cultivos, ya sea en la forma de NH_4^+ (amonio) o de NO_3 (nitrato). Esta última es la forma de N preferida por las plantas. El nitrógeno es un elemento muy dinámico que entra y sale de la zona radicular de varias maneras. Entre las pérdidas de N disponibles de la zona radicular destacan la volatilización amoniacal, la desnitrificación, la lixiviación y la inmovilización. Entre las ganancias esta la fijación biológica de nitrógeno y al mineralización de N orgánico (Castellanos *et al.*, 2000).

En la agricultura moderna es absolutamente necesario el uso de agroquímicos para mantener altos rendimientos en los cultivos, sin embargo el uso excesivo de estos pone en riesgo la calidad sustentable de los recursos disponibles; algunas desventajas que presentan los fertilizantes es que alteran las propiedades químicas y biológicas del suelo, además los fertilizantes nitrogenados propician una variada lixiviación de nitratos que contaminan los acuíferos (Medina y Cano, 2001). Este problema obedece al impacto que tiene el excesivo uso de fuentes nitrogenadas en el sector agropecuario ya que no está regulada la aplicación y uso de fertilizantes minerales inorgánicos, ni la fertilización orgánica por el uso de estiércol (Ongley, 1997; Figueroa *et al.*, 2006).

Otras investigaciones al respecto señalan la concentración de nutrientes del agua residual tratada de Braunschweig Alemania, donde el N-NH_4 es 49 mg L^{-1} y el agua de bombeo posee 2.85 mg L^{-1} . Los valores de N-NO_3 son 0.2 para aguas residuales y para agua subterránea 30 mg L^{-1} dentro del área agrícola de riego y 8.7 mg L^{-1} fuera del área regada, lo que evidencia un problema de contaminación por N-NO_3 en el agua de bombeo para la zona agrícola de esa región (Tietjen *et al.*, 1978).

El agua potable de bombeo que abastece a la población, se puede contaminar por la lixiviación excesiva de nitratos, lo que se traduce en riesgos a la salud pública. La excesiva exposición a los nitratos y nitritos en el agua potable trae como consecuencia la formación de meta hemoglobina, que no es otra cosa que una falta de oxigenación en la sangre y que se presenta en infantes y fetos

en gestación. Debido a que los nitratos ingeridos en el agua potable pueden convertirse en nitritos en las partes del organismo donde la acidez es relativamente baja, es posible que se produzcan nitrosaminas, algunas de las cuales pueden ser carcinógenas (Palomo-Rodríguez y Arciniega, 1998).

La presencia de nitratos es tres veces superior que la del agua residual cruda para los drenes de Colonia Esperanza y Porvenir, producto del lixiviado que presentan los fertilizantes nitrogenados orgánicos e inorgánicos y que convergen a los drenes dispuestos a cielo abierto. Estudios de caracterización realizados en agua potable, incluyen el monitoreo de nitratos en agua potable de las comunidades asentadas en el Valle de Juárez, lo que incluye a Zaragoza, Sauzal, Loma Blanca, San Isidro, San Agustín, La Colorada, Tres Jacales, El Millón, Juárez y Reforma, Caseta, Barriales, Guadalupe, El Mimbres, Placitas, Praxedis, Col. Esperanza, Rancho Nuevo, San José de Paredes, Porvenir y Vado de Cedillos. En las investigaciones realizadas se tomo como referencia el límite máximo permisible (LMP) del agua potable que es 10 mg L^{-1} de N-NO_3 en donde se excedieron los límites permisibles para Colonia Esperanza (Palomo-Rodríguez y Arciniega, 1998).

La forma final de N en el suelo es nitrato, el cual es un anión que en forma general no es retenido por las arcillas del suelo. En estas condiciones se mueve fácilmente con el agua. Por tal razón, la eficiencia del riego va afectar directamente la eficiencia de uso del fertilizante nitrogenado. Las laminas excesivas de drenaje o altas precipitaciones propician pérdidas importantes de

N por lixiviación, particularmente si ocurren cuando se aplican dosis altas de N en las etapas iniciales de desarrollo del cultivo (Castellanos *et al.*, 2000).

En sistemas de riego por goteo se puede lograr una eficiencia de aplicación del N superior al 70 por ciento, sin embargo en riego por aspersión baja hasta 60-70 por ciento aun con un buen diseño y manejo del agua. Para riego de gravedad la eficiencia en el uso de N va del 40 al 65 por ciento lo que depende de la nivelación del terreno, de la tecnificación del riego y de los cuidados en el manejo del agua. La nivelación del terreno es vital para conseguir una alta eficiencia en el uso del nitrógeno, pues el agua que se aleja del alcance de la raíz, va enriquecida con fertilizantes nitrogenados (Castellanos *et al.*, 2000, así como Castellanos y Peña-Cabriales, 1990).

Indicadores del riesgo de contaminación por nitrógeno en el sector agropecuario del Valle de Juárez, se pueden encontrar en los drenes agrícolas (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007). Los drenes son estructuras hidráulicas que se localizan a cielo abierto y sin revestir, tienen como función coleccionar los excesos de riego y escurrimientos superficiales de la precipitación ocasional, además evitan que el agua freática somera, ocasione un permanente estado de humedad en los cultivos (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007). Los estudios de caracterización muestran evidencias de altas concentraciones de nitrógeno y fósforo, lo que puede constituir un riesgo de contaminación al agua freática somera.

Palomo-Rodríguez *et al.*, (2011) señala un estudio realizado en cinco drenes agrícolas del Valle de Juárez, donde fueron analizados nitrógeno total (N-total), amoniacal (N-NH₄), nitratos (N-NO₃) y nitritos (N-NO₂), así como fósforo, fosfatos totales y ortofosfatos. Entre los resultados se indica que el dren Placitas, excedió a la concentración que presenta el agua residual cruda para N-total, N-NH₄, N-NO₂, debido a que recibe desechos de industrias pecuarias dedicadas a la explotación de ganado lechero, además de la lixiviación de fertilizantes nitrogenados que se utilizan en la producción de cultivos y que se incorporan a los drenes agrícolas.

2.3.2. Remoción

En los sistemas de tasa baja o flujo superficial, la remoción de nitrógeno ocurre como resultado de la incorporación del nitrógeno a los tejidos vegetales de los cultivos, por nitrificación/desnitrificación, y en menor proporción por volatilización de amonio e incorporación de este en el suelo (almacenamiento en suelo). La nitrificación y la desnitrificación son dos procesos que ocurren inclusive en suelos aerobios, ya que estas condiciones promueven la nitrificación y las zonas anóxicas del suelo permiten la desnitrificación (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Para que estos proceso tenga lugar de forma eficiente es fundamental mantener condiciones anóxicas (término que se emplea para indicar la ausencia de oxígeno disuelto en el medio y la presencia de nitrato como aceptor de electrones) en el reactor, ya que las bacterias heterótrofas facultativas prefieren utilizar el oxígeno como aceptor de electrones antes que

el nitrato. El crecimiento bacteriano en presencia de nitrato resulta menos eficiente que el crecimiento en presencia de oxígeno, ya que no se genera la misma cantidad de energía en forma de ATP por unidad de DQO degradada (Brock, 1994).

2.3.3. Nitrógeno como fuente nutrimental

Algunas aguas de riego en México contienen cantidades apreciables de nitratos. En tales casos es necesario considerar este aporte, que solo se puede detectar mediante análisis químico. No obstante, en la gran mayoría de las regiones de México el contenido de nitratos en el agua de riego es inapreciable (Castellanos y Peña-Cabriales, 1990).

Investigaciones realizadas en Bakersfield, California EUA, indican que el agua residual tratada se utiliza desde hace más de 65 años en el riego de cultivos y la cantidad de N en sus diferentes formas es de 25.04 mg L^{-1} . Para evitar el uso excesivo de N los agricultores utilizan solo las aguas residuales en las primeras etapas de crecimiento, después riegan con agua de bombeo profundo con un bajo contenido de N o bien con aguas mezcladas (Ayers y Westcot, 1987).

Estudios realizados por sobre el valor nutrimental del agua residual tratada en Santa Rosa California (EUA), donde la concentración de N-NH_4 y N-NO_3 es 13 y 1.9 mg L^{-1} respectivamente. De acuerdo con los agricultores de esa región, las aguas tratadas suministran dos tercios de los nutrientes que necesitan los cultivos (Bain y Esmaili, 1976).

Para Valle de Juárez Chihuahua, (Palomo-Rodríguez y Figueroa, 2004, 2005), realizaron estudios para caracterizar la carga nutrimental nitrogenada del agua residual cruda y residual-mezclada al registrarse un efecto de dilución a lo largo del Distrito de Riego 009, del Valle de Juárez Chihuahua, como resultado del mezclado del agua residual con agua del Tratado Internacional de 1906 y pozos de bombeo. Existen elevadas aportaciones nitrogenadas al suelo de amonio (N-NH_4) y nitratos (N-NO_3) por el uso de aguas residuales, que equivalen a $25.5 \text{ kg de N ha}^{-1}$ por cada riego con una lámina de 15 cm y que decrecen progresivamente su valor nutrimental hacia el final del Valle de Juárez con 7.7 kg N ha^{-1} por cada riego.

El agua residual-mezclada tiene un decreciente efecto de dilución a lo largo del Distrito en los parámetros de: N-total, N-NH_4 , con una dependencia espacial altamente significativa ($p < 0.01$) entre los valores de semivarianza con la distancia del recorrido que guardan a lo largo del Distrito. Los parámetros de N-NO_3 , N-NO_2 , carecen de una relación geoestadística ya que no presentan una continuidad en la concentración decreciente que debe mostrar el efecto de dilución (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a)

El mismo estudio destaca que la concentración de N que se encuentra en el agua residual cruda, esté representada en 30 por ciento por N-orgánico y el resto corresponde a N-inorgánico, de los cuales el 68 por ciento es N-NH_4^+ y con menos del 1 por ciento para N-NO_3^- y N-NO_2^- . Cada L de agua residual posee 14.2 mg de N-inorgánico ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$), de manera que por cada riego de auxilio que equivale a 15 cm ($1,500 \text{ M}^3$ de agua ha^{-1}) se incorporan

21.2 kg N ha⁻¹. La incorporación de agua residual y residual-mezclada a los suelos durante gran parte del año, favorece un permanente proceso de mineralización del N-orgánico, lo que se puede asociar a importantes reservas de N-inorgánico en los suelos (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a).

El valor nutrimental que le confieren al agua residual del Distrito de Riego 03 de Tula Hidalgo, México, va desde valores mínimos de 7.7 mg L⁻¹ de N-NH₄ para Requena-San Salvador hasta valores máximos de 40.3 mg L⁻¹ para el canal Tlanaco-acequia Tlahuelipan. Las concentraciones de N-NO₃ son de 0.08 y varían hasta 0.60 mg L⁻¹ (SARH, 1980). En el Valle del Yaqui Sonora, México, se utiliza el agua residual para el riego de cultivos donde la concentración de N-NH₄ es de 33 mg L⁻¹ en el km cero del dren esperancita y hasta 18 mg L⁻¹ en el km 30 debido al efecto de dilución. Las concentraciones de N-NO₃ son de 5.9 mg L⁻¹ en el km cero, hasta 1.6 a 5.9 mg L⁻¹ en el km 30 del mismo dren (Murrieta y Uvalle, 1991).

Además de agua residual, se analizaron también muestras de agua de noria y agua mezclada (agua residual + agua de noria), que son las comúnmente utilizadas en el riego de los cultivos forrajeros. El contenido de nitrógeno total (NT) se presenta en mayor concentración residual (260.9 mg L⁻¹), que disminuye al ser mezclada (noria: residual), con un valor en promedio de 22.9 mg L⁻¹. Es importante resaltar que el rango de variación en la concentración de NT en el agua residual es muy alto, lo cual indica que la dilución de agua residual con agua de noria es muy variable de establo a establo (Núñez *et al.*, 2009).

Normalmente la concentración de amonio en muestras de agua es mayor que la de nitrato, por la razón de que casi siempre se maneja en condiciones anaeróbicas. La importancia de conocer el contenido de nitratos y amonio es que son las formas inorgánicas de N que son disponibles. La concentración de amonio en agua residual fue de 151.8 mg L^{-1} , en agua mezclada de 16.3 mg L^{-1} y en agua de noria de 1.2 mg L^{-1} . Los valores de nitrato (NO_3) en muestras de agua residual, mezcla y agua de noria son de 3.36, 3.14 y 3.85 mg L^{-1} respectivamente (Ortiz *et al.*, 2007).

Desde el punto de vista nutrimental, las características importantes del agua residual involucran la fracción de Nitrógeno (N) total que se encuentra en forma mineral, como N amoniacal (N-NH_4^+) y nitratos (N-NO_3^-). El proceso de conversión del N orgánico hacia el estado inorgánico es conocido como mineralización y en este participan las actividades de los microorganismos e involucran los subprocesos de amonificación y nitrificación (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Existen estudios sobre el valor nutrimental del agua residual, donde se destaca la necesidad de no fertilizar en su totalidad a los cultivos en desarrollo y producción, por la alta aportación de nitrógeno en el agua residual, que en ocasiones llega a portar hasta 21 kg N ha^{-1} por cada riego aplicado en el que se utiliza una lámina de 15 cm (Palomo-Rodríguez y Figueroa, 2004 y 2005).

2.3.4. Volatilización

La volatilización, junto con la desnitrificación son los procesos del ciclo del N mediante los cuales el N vuelve a la atmósfera; el término volatilización se utiliza para describir el proceso de pérdida de N del suelo como amoníaco (NH_3) Perdomo *et al.*, (2008); basándose en una revisión de resultados de experimentos de balance de N usando ^{15}N , Hauck (1981) estima que las pérdidas de N por ese proceso del fertilizante nitrogenado aplicado serían en promedio del orden del 15 a 20%.

Se ha estimado que sólo el 10% de la carga aplicada de nitrógeno es asimilada por las plantas. Así mismo, el pH y las temperaturas se encuentran fuera del rango óptimo para la volatilización del amonio (Paredes *et al.*, 2007).

La desnitrificación implica la pérdida de N por un proceso biológico que produce gases de nitrógeno reducido (NO , N_2O , N_2) que pasan a la atmósfera. El proceso es favorecido fundamentalmente por condiciones de anaerobiosis o excesos de humedad y altas temperaturas, pero deben encontrarse NO_3^- disponibles junto con una fuente carbonada como sustrato (Quintero *et al.*, 2011).

Debido a las condiciones físico-químicas favorables, el nitrógeno tiene un gran potencial para perderse por desnitrificación, volatilización o lixiviación (Norman *et al.*, 2003). En estas condiciones, los nitratos adicionados al suelo como fertilizantes o los que se generan en las zonas aeróbicas cerca de las raíces o en la superficie del suelo, tienden a perderse por desnitrificación dado que la

mayor parte del suelo se encuentra en condiciones anóxicas. Por esta razón se asume generalmente que el arroz y otras plantas hidrófilas absorben poco N como nitrato. Sin embargo, muchas experiencias muestran que el arroz es excepcionalmente eficiente en absorber y asimilar NO_3^- - en comparación con el NH_4^+ (Quintero *et al.*, 2011).

La hidrólisis de la urea incrementa el pH del suelo lo que podría favorecer la volatilización del amonio y, por lo tanto, explicaría la menor recuperación aparente del N ureico en un suelo de reacción neutra como lo indica Norman *et al.*, (2003).

2.3.5. Necesidades de regulación

La contaminación del agua subterránea por nitratos (N-NO_3^-) es un problema extendido en muchos lugares del mundo (Canter, 1997) e impone una seria amenaza al abastecimiento de agua potable (Pauwels *et al.*, 2001; Muñoz *et al.*, 2004). Este problema obedece al impacto que tiene el excesivo uso de fuentes nitrogenadas en el sector agropecuario ya que no está regulada la aplicación y uso de fertilizantes minerales inorgánicos, ni la fertilización orgánica por el uso de estiércol (Ongley, 1997; Figueroa *et al.*, 2006). En materia de regulación, los biosólidos son los únicos que reciben supervisión para su aprovechamiento, aunque la norma establece los límites máximos permisibles (LMP) para metales pesados y no especifica las dosis de nitrógeno que deben aplicarse al suelo. A este respecto (Figueroa *et al.*, 2006) justifica plenamente la necesidad de regular las dosis de fertilizantes utilizados en el

sector agrícola, con el propósito de aminorar riesgos de contaminación al acuífero.

Las fuentes nitrogenadas alternativas que se tienen en el sector agropecuario y que ofrecen un riesgo de contaminación al acuífero, provienen básicamente de los fertilizantes inorgánicos y orgánicos, así como de las excretas sólidas y líquidas (estiércol y orina) del ganado productor de leche y carne, ubicados en los establos de producción pecuaria. Adicionalmente se tienen como fuentes nitrogenadas al agua residual cruda o aguas grises generadas en las plantas de tratamiento, además de los lodos y/o biosólidos generados en las mismas plantas (Figueroa *et al.*, 2006 y 2002).

2.3.6. Tecnología disponible para el aprovechamiento nutrimental

Las medidas que se plantean para su aplicabilidad inmediata, persiguen fortalecer garantías de sustentabilidad para la calidad del agua potable que demandarán las futuras generaciones. Entre las medidas de protección al acuífero, el Campo Experimental Valle de Juárez-INIFAP realizó trabajos de investigación y validación tecnológica, que permiten aprovechar las diversas fuentes nitrogenadas de una manera racional y estratégica, donde se incluye el uso de fuentes orgánicas (biosólidos, estiércol), así como las convencionales fuentes inorgánicas (fertilizantes minerales), además del manejo de agua residual que posee elevadas concentraciones de nitrógeno (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007).

2.3.6.1. Dosis de biosólidos y estiércol por aplicar al suelo

Las dosis de nitrógeno por aplicar (DN) a las parcelas de cultivo, toman en cuenta el contenido de nitrógeno del material orgánico (biosólidos o estiércol), para lo cual es necesario analizar en laboratorio esta base referencial. En el cálculo de DN se considera el porcentaje de nitrógeno mineralizable que estará disponible (PND) para el cultivo durante el primer año, así como la demanda nutrimental del cultivo (DNC), (Figueroa *et al.*, 1999a y 2000).

$$DN = PND \text{ (kg ton}^{-1}\text{)} / DNC \text{ (kg ha}^{-1}\text{)}$$

Este planteamiento evitará al máximo un sobre-fertilización nitrogenado, que ofrezca riesgos de contaminación al acuífero por la lixiviación de nitratos, donde se calcula la DNC, para lo cual se toman en consideración tres puntos básicos:

1. Demanda de Nitrógeno (DN) del cultivo, sobre la base de su rendimiento esperado y que depende del potencial productivo del suelo.
2. Contenido de nitrógeno residual del suelo en muestras tomadas durante la pre-siembra (N_{suelo}).
3. Contenido de nitrógeno en el agua de riego, sobre todo si se utiliza agua residual (N_{agua}).

$$DNC = DN - (N_{\text{suelo}} + N_{\text{agua}})$$

2.3.6.2. Dosis de fertilizantes minerales inorgánicos por aplicar al suelo

En el planteamiento se toman los tres puntos básicos:

Demanda de Nitrógeno (DN) que requiere del cultivo, sobre la base de su rendimiento esperado y que depende del potencial productivo del suelo. Para el caso de algodón, se considera que la parcela tiene un potencial productivo de 7 pacas ha⁻¹. Por cada paca de fibra de algodón se requieren 25 kg N ha⁻¹.

- a) Contenido de nitrógeno residual del suelo en muestras tomadas durante la pre-siembra (N_{suelo}).
- b) Contenido de nitrógeno en el agua de riego, sobre todo si se utiliza agua residual (N_{agua}).

$$DNC = DN - (N_{\text{suelo}} + N_{\text{agua}})$$

Otros cultivos como maíz y sorgo forrajeros para ciclo de verano demandan una extracción unitaria de N de 14 kg ton⁻¹ con una meta de rendimiento de 18 ton ha⁻¹ (Figuerola *et al.*, 2006; NRCS, 1992), en tanto para avena y trigo par forraje de otoño-invierno se presenta una extracción unitaria de N de 18 kg ton⁻¹ y una meta de rendimiento de 8 ton ha⁻¹ (NRCS, 1992).

III.- MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Sitio de la investigación

La investigación fue realizada durante el 2012, en el municipio de Matamoros Coahuila, que es representativo del sector agropecuario de la Comarca Lagunera y donde su primera planta de tratamiento de agua residual se encuentra en etapa de construcción, donde se proporcionara un tratamiento de lodos activados el municipio se ubica geográficamente en las coordenadas 103°13'42 longitud oeste y 25° 31'41 latitud norte, a una altura de 1100 metros sobre el nivel del mar. Matamoros esta limitado al poniente con Torreón, al oriente con San Pedro de las Colonias y Viesca, en tanto al norte colinda con Francisco I. Madero.

El municipio señalado tienen una extensión de 1,003 kilómetros cuadrados, y su relieve es plano; en la zona de estudio predomina un clima seco cálido con lluvias aisladas todo el año y donde el régimen de precipitación pluvial ocurre aisladamente en verano, con registro de tolvaneas y fuertes vientos que llegan hasta los 44 kilómetros por hora en primavera. La temperatura promedio anual oscila entre los 22 y 24 grados centígrados.

La clasificación de suelos de la Comarca Lagunera donde se encuentra enclavado el municipio de Matamoros, de acuerdo a la clasificación FAO-UNESCO e indicada por (García-Galindo y Aguirre, 1996), predominan los suelos de la unidad Xerosol y subunidad háplico en 65.76 % de la zona lagunera, seguido por suelos de la unidad Yermosol y subunidad háplico para

un 19.96 % de la superficie total; el restante corresponde a suelos de las unidades Solonchak, Regosol y Fluvisol en baja proporción.

3.2. Características del sitio de estudio

El incremento en el número de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en las zonas urbanas del país es definitivamente aplaudible, al igual que el incremento en la cobertura de sistemas de alcantarillado, en el país y en particular en las áreas rurales. Sin embargo, se puede avanzar al mismo tiempo, en el saneamiento en las zonas rurales, si se seleccionan tecnologías alternativas o naturales de bajo costo.

La población del municipio de Matamoros Coahuila era en 1995 de 88,235 habitantes, mientras que para el año 2005 asciende a 91,858 habitantes; el cárcamo de liberación de agua residual, tiene un gasto de 120 lps y converge sobre un canal revestido hasta las parcelas de cultivo del mismo municipio. Actualmente se construye una planta de tratamiento, misma que proporcionará al agua residual un tratamiento de lodos activados.

3.3. Muestreo de agua residual cruda y parámetros determinados

Durante los meses de agosto y septiembre del 2012, fueron colectadas muestras de agua residual sin tratar del cárcamo principal de Matamoros Coahuila; las muestras fueron colectadas por triplicado en dos eventos de tiempo diferentes para conformar una caracterización promedio de la carga nutrimental nitrogenada, CE, RAS (Relación de Adsorción de Sodio), pH, así como iones solubles.

Aguas abajo del cárcamo, fueron colectadas muestras de agua residual en distancias aproximadas de 500 m de manera que los sitios de muestreo se ubicaron a 1.00, 1.53, 2.05 y 2.60 km a partir del cárcamo; las muestras fueron colectadas por triplicado para su análisis en laboratorio. Los parámetros determinados en laboratorio fueron igualmente: carga nutrimental nitrogenada, CE, RAS (Relación de Adsorción de Sodio), pH, así como iones solubles.

3.4. Determinación de nitrógeno en sus diferentes formas

Las muestras de agua residual cruda, fueron trasladadas al laboratorio de agua-suelo-planta del Campo Experimental La Laguna del INIFAP, para determinar nitrógeno total (N-tot), se siguió la técnica de digestión seguido de un procedimiento de destilación; el nitrógeno amoniacal (N-NH₄) y nitratos (N-NO₃) fueron determinados mediante un destilador LABCONCON, (INIFAP-CEVAJ, 2000).

3.5. Determinación de CE, RAS y iones solubles

En el laboratorio de suelos de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro – Unidad Laguna, se determinaron los parámetros pH y conductividad eléctrica (CE), por el método potenciométrico y Conductímetro; así también fueron determinados los iones solubles calcio, magnesio, sodio, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros, (INIFAP-CEVAJ, 2000).

Las determinaciones de calcio y calcio+magnesio se realizaron por titulación volumétrica con EDTA; carbonatos y bicarbonatos mediante la técnica de titulación volumétrica con ácido sulfúrico; sulfatos mediante método

Turbidimétrico por medio de un espectrofotómetro o colorímetro apto para medidas a 425nm, equipado de cubetas de 1 cm de paso óptico. Para analizar la concentración de cloruros en un pH ligeramente alcalino, mediante titulación volumétrica con nitrato de plata (AgNO_3), utilizando como indicador cromato de potasio (K_2CrO_4), (INIFAP-CEVAJ, 2000).

Los valores de potasio soluble se obtuvieron en forma estimada, a partir de un modelo de regresión que considera estudios previos para 52 muestras de pozos de bombeo (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2010a) y los valores estimados se aproximan a las condiciones hidro-geoquímicas que se tienen en las localidades que corresponden a zonas áridas. La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) se obtuvo finalmente con la expresión indicada anteriormente (Ayers y Westcot, 1987):

$$\text{RAS} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / 2)^{1/2}$$

3.6. Remoción de nitrógeno por volatilización

Para evaluar las variaciones de la carga nutrimental (N-NH_4) que registra el efluente sin tratar de Matamoros Coahuila, debido a un proceso de volatilización, fue simulado un tratamiento físico de sedimentación en condiciones aerobias; para simular el proceso de volatilización, fue colectada agua residual en doces recipientes de plástico y pusieron en un agitador de vaivén

3.7. Modelación de la volatilización de nitrógeno

Para generar un modelo de pronóstico, se utilizó la regresión exponencial como herramienta de trabajo; el planteamiento parte del principio de establecer una regresión lineal del tipo:

$$y = a + b x_i$$

Donde:

y = Estimador del porcentaje de volatilización de nitrógeno

a = Valor del intercepto de regresión al eje "Y"

b = Valor de la pendiente de regresión

x_i = Tiempo (días)

La regresión exponencial aunque no es lineal es linealizable y toma como base a los logaritmos (Y) para cambiar el comportamiento de observaciones no lineales sobre el cuadrante X-Y, de manera que la expresión queda de la siguiente forma: $\log y = \log(a + b x_i)$

$$\log y = \log a + \log b x_i$$

Para la obtención del modelo de mayor ajuste exponencial, se utilizó el software Jandel Scientific Table Curve, de la Universidad de las Cruces, Nuevo México.

IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Carga nutrimental

El nitrógeno total, amoniacal y en forma de nitratos fue determinado en los efluentes del cárcamo de Matamoros Coahuila, es indicado en el Cuadro 1, donde la alta proporción nutrimental corresponde a nitrógeno amoniacal, el cual puede ser aprovechado en las parcelas de cultivo que se tienen en la localidad; sigue en importancia el nitrógeno orgánico que tiene que atravesar una etapa de mineralización o amonificación antes de ser aprovechado por los cultivos.

Cuadro 1. Valor promedio de la carga nutrimental nitrogenada del efluente sin tratar para el cárcamo principal de Matamoros Coahuila.

Sitio de monitoreo	mg L ⁻¹			
	N-tot	N-NH ₄	N-NO ₃	N-Org
Cárcamo	64.000	44.317	1.800	17.883
Proporción porcentual	100.000	69.250	2.510	28.230

Fassbender y Bornemisza (1987), así como Bertsch (1995), destacan que el amonio puede ser absorbido por las plantas, adsorbido por el complejo coloidal inorgánico y orgánico, o bien fijado por los minerales, inmovilizado por microorganismos, incluso lixiviado a través del suelo, sobre todo cuando existen abundantes láminas de riego, o finalmente el amonio puede ser oxidado hasta el nivel de nitratos.

La etapa de amonificación es el cambio de N orgánico a amonio ($N-NH_4$) que consiste en la degradación por hidrólisis de las proteínas y ácidos nucleicos para producir amoniaco; en este proceso de descomposición y mineralización llevados a cabo por los microorganismos, transforman este nitrógeno a nitritos o nitratos (nitrificación) y finalmente a N_2 (denitrificación) Romero-Aguilar *et al.*, (2009); las proporciones de estos procesos dependen en gran medida de la concentración de oxígeno en el sistema (Lara-Borrego 1999).

Los resultados generados en el estudio se encuentran dentro de los estándares internacionales que con regularidad se encuentran en efluentes sin tratar, como lo indica Collazos (2008), donde la concentración de nitrógeno total fluctúa entre 20 a 85 $mg L^{-1}$, con un valor medio de 35 $mg L^{-1}$.

En el estudio realizado en Matamoros Coahuila, no se consideró el nitrógeno en forma de nitritos ($N-NO_2$), ya que estudios realizados por Palomo-Rodríguez *et al.*, (2007a) destacan que su presencia representa apenas el 0.07 por ciento de la carga total nitrogenada, en tanto los trabajos indicados por SARH (1970), muestran que las concentraciones de $N-NO_2$ aporta solo el 0.08 por ciento del nitrógeno total.

El Cuadro 2 destaca un análisis comparativo de los resultados encontrados en Matamoros Coahuila, con respecto a otras investigaciones realizadas en el Distrito de Riego 009 del Valle de Juárez Chihuahua y Distrito de riego 003 de Tula Hidalgo (Cuadro 2).

Las investigaciones de Valle de Juárez (Cuadro 2), muestran que el agua residual posee un 68.78 % para N-NH₄, con respecto al nitrógeno total, en tanto para N-NO₃ corresponde un 0.49 %, N-Orgánico se le confiere un 30.66 % y N-NO₂ posee solamente un 0.07 % del valor nutrimental de nitrógeno, (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a); igualmente para agua residual cruda del Distrito de Riego 003 de Tula Hidalgo (DR-003) se tienen valores de N-NH₄ con un 85.22 % de importancia en agua residual cruda, en tanto para N-NO₃ corresponde un 1.448 %, N-NO₂ posee 0.080 y N-Orgánico se le confiere un 13.24 % (SARH, 1980).

Cuadro 2. Valores comparativos de carga nutrimental nitrogenada para efluentes sin tratar que corresponda a Matamoros Coahuila, Distrito de Riego 009 del Valle de Juárez Chihuahua y Distrito de Riego 003 de Tula Hidalgo.

Lugar del estudio y año	mg L ⁻¹				
	N-tot	N-NH ₄	N-Org	N-NO ₃	N-NO ₂
Matamoros Coahuila (2012)	64.000	44.317	17.883	1.800	---
Proporción Porcentual	100.00	69.250	28.230	2.510	---
Valle de Juárez Chihuahua (2007)	20.500	14.100	6.287	0.100	0.013
Proporción Porcentual	100.00	68.780	30.660	0.490	0.070
Tula Hidalgo (1980)	24.992	21.300	3.310	0.362	0.020
Proporción Porcentual	100.00	85.220	13.240	1.448	0.080

Palomo-Rodríguez *et al.*, (2007a); (SARH, 1980).

3.2. Variaciones en la carga nutrimental

El nitrógeno total, amoniacal y en forma de nitratos determinado en el recorrido que tiene esta fuente de suministro, desde el cárcamo hasta las parcelas de cultivo, muestra que los usuarios del agua residual cruda, fueron ubicados en el ejido José Ma. Morelos II, ya que el agua residual tuvo un recorrido de 2.6 km desde el cárcamo hasta las parcelas de aprovechamiento del riego. Durante este trayecto fue posible muestrear el agua residual para conocer las variantes del proceso de auto purificación/volatilización que se registra para nitrógeno amoniacal (Cuadro 3).

Cuadro 3. Carga nutrimental nitrogenada del agua residual cruda en el cárcamo de Matamoros Coahuila y sitios de muestreo hasta las parcelas de cultivo.

Sitio de muestreo	mg L ⁻¹			
	N-Total	N-NH ₄	N-NO ₃	N-Orgánico
Cárcamo	64.000 a	44.317 a	1.800 a	17.883 a
1.00 km	48.806 b	36.558 b	1.400 a	10.848 b
1.53 km	41.036 c	29.625 bc	1.166 a	10.245 b
2.05 km	39.906 c	39.041 c	1.700 a	6.165 c
2.60 km	39.140 c	28.574 c	1.700 a	8.866 c

Medias con la misma letra son estadísticamente iguales (Tukey, 0.05)

En los análisis de varianza se encontraron diferencias altamente significativas, para N-total, N-NH₄ y N-orgánico (Cuadro 3), esto es para concentraciones de nitrógeno en sus diferentes formas, para el recorrido de agua residual que transita del cárcamo hacia las parcelas de cultivo; para nitratos no se encontraron diferencias estadísticas, ya que no se registra la continuidad decreciente que se observó para N-total, N-NH₄ y N-orgánico. Las pruebas de

comparación de medias por Tukey, indican agrupamientos para valores que son estadísticamente iguales.

El planteamiento metodológico seguido en la investigación, se basa en lo señalado por García *et al.*, (1998) donde describe el proceso que sigue el tratamiento de agua en lagunas convencionales facultativas y aerobias, que disponen de una agitación mecánica del agua en condiciones aerobias por lo que requieren un aporte de energía.

Al establecer la variación espacial de nitrógeno en el recorrido que guarda el agua residual, hasta las parcelas de cultivo, se encontró que existe una continuidad decreciente en los valores de nitrógeno amoniacal (N-NH_4) producto del estado de volatilización que ocurre en su recorrido (Cuadro 3); Palomo-Rodríguez y Figueroa (2005), así como Palomo-Rodríguez *et al.*, (2007a), destacan la misma continuidad decreciente a lo largo del DR-009, para diversos parámetros nutrimentales donde geoestadísticamente se ha encontrado una correlación entre los valores de semivarianza con la distancia de recorrido del agua en el canal principal del distrito.

El mismo estudio señala que se encontraron diferencias altamente significativas para los parámetros nutrimentales N-total, fosfatos totales, ortofosfatos y fósforo total, donde predominan los modelos de mejor ajuste del tipo Gaussiano y esférico; así también se indican diferencias significativas para N-NH_4 con un modelo lineal segmentado de mejor ajuste, en tanto para N-NO_3

y N-NO_2 los análisis geoestadísticos no fueron significativos (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a).

Para los resultados de Matamoros Coahuila, se tiene que al ocurrir dicha continuidad decreciente de amonio, se afecta el valor de nitrógeno total y nitrógeno orgánico, ya que los valores de nitratos permanecen sin cambios significativos, como puede observarse en el Cuadro 3.

3.3. Remoción por volatilización

Los resultados mostrados en el Cuadro 1, permitieron generar información adicional que es señalada en el Cuadro 4, con el propósito de establecer el porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal que se registra a lo largo de un Distrito de Riego, por el proceso de volatilización natural que ocurre en el recorrido del agua simulando un tratamiento físico donde ocurre una etapa de sedimentación en condiciones aerobias.

Al someter las muestras de agua que corresponde al efluente sin tratar de Matamoros Coahuila, a un proceso de agitación de vaivén en laboratorio, se analizó nitrógeno total y amoniacal, para establecer el porcentaje de remoción en función del tiempo. El decremento en la concentración de N-NH_4 ocurre por la volatilización del amoníaco, que depende principalmente de la cantidad de ion amonio del agua residual que se transforma en amoníaco gas, puesto que la agitación del líquido de mezcla favorece la difusión del amoníaco hacia la atmosfera, como lo indica García *et al.*, (1998).

Cuadro 4. Remoción del nitrógeno amoniacal por volatilización en agua residual cruda de Matamoros Coahuila al simular un tratamiento físico de sedimentación en condiciones aerobias.

Tiempo (días)	mg L ⁻¹		% Remoción promedio
	N-total	N-NH ₄	
0	53.76	37.22	0
3	41.76	28.91	22.33
6	31.28	21.66	41.81
9	25.01	17.31	53.48
12	20.83	14.42	61.26
15	17.85	12.36	66.80
18	15.61	10.80	70.97
21	13.87	9.60	74.21
24	12.48	8.64	76.79
27	11.36	7.86	78.87
30	10.41	7.20	80.64

En condiciones naturales, el proceso de volatilización depende de la radiación solar, la temperatura, las variaciones del pH y el tiempo de retención (en el que un volumen de agua residual se encuentra almacenado en la instalación de bombeo, bomba de desagüe, tuberías, colector de detención, etc.) controlan a través de la actividad fotosintética, junto con la respiración bacteriana ocurre la eliminación del amoníaco (García *et al.*, 1998). Por otro lado González *et al.*, (2001) resalta que la volatilización del amoníaco se ve favorecida por la agitación del agua residual así como la asimilación por los microorganismos.

Finalmente, García *et al.*, (1998) resalta que la volatilización del amoníaco depende principalmente de la cantidad de ion amonio del agua residual que se transforma en amoníaco gas, puesto que la agitación del líquido de mezcla favorece la difusión del amoníaco hacia la atmosfera.

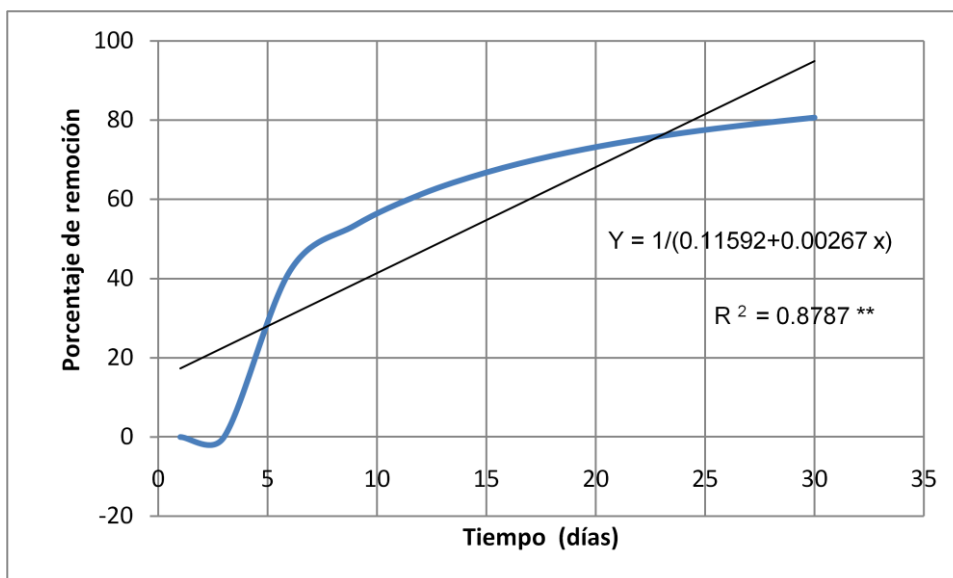


Figura 1. Comportamiento de la remoción promedio de nitrógeno amoniacal (N-NH₄) debido a la volatilización que se registra en agua residual cruda de Matamoros Coahuila, al simular un tratamiento físico de sedimentación en condiciones aerobias.

Cuadro 5. Estimadores de regresión exponencial que representan el modelo de mayor ajuste y que define el proceso de remoción de nitrógeno amoniacal para agua residual cruda de Matamoros Coahuila.

Parámetro	Modelo de mayor ajuste $Y = 1 / (a + b x_i)$ a = Intercepto de la línea de regresión al eje Y b = Valor de la pendiente de regresión x _i = Tiempo (días)	R ²
N-NH ₄	$Y = 1 / (0.11592 + 0.00267 x_i)$	0.8787 **

3.4. Alcances y limitantes que ofrece el valor nutrimental en los sistemas de producción

El agua residual cruda ofrece valores muy altos de nitrógeno amoniacal, que es de alto beneficio para su aprovechamiento en las parcelas de cultivo; los resultados encontrados en Matamoros Coahuila, para carga nutrimental son 3.14 veces mayores a los encontrados para Valle de Juárez Chihuahua

(Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007a), así también superan hasta en 2.08 veces a los valores de nutrientes nitrogenados de amonio encontrados en el DR-003, de acuerdo a lo indicado por SARH (1980).

El amonio encontrado en el agua residual cruda del estudio, puede ser absorbido por las plantas, adsorbido por el complejo coloidal inorgánico y orgánico, o bien fijado por los minerales; igualmente puede estar inmovilizado por microorganismos, si se encuentra en exceso en el suelo y se riega con agua de bombeo, puede ser lixiviado a través del suelo, inclusive puede ser oxidado hasta el nivel de nitrato, tal como lo destacan Fuentes-Masís y González (2007), así como Fassbender y Bornemisza (1987) y Bertsch (1995).

Los productores que se ven beneficiados con el uso y aprovechamiento del agua residual cruda de Matamoros, Coahuila ya que utilizan el agua para la producción de algodón, así como para maíz y sorgo forrajero; sobre el uso de volúmenes de agua utilizada en el riego de cultivos Palomo-Rodríguez (2005), destaca que las láminas utilizadas para algodonoero en riego de superficie son en promedio de 22.07 cm para el aniego que se aplica previo a la siembra, en tanto los riegos de auxilio son de láminas promedio de 15.23 cm; con la información anterior, se puede inferir que las parcelas de cultivo de Matamoros Coahuila, pueden recibir hasta 62.7 kg N ha⁻¹ tan solo en el aniego, en tanto para los riegos de auxilio, la lámina de aplicación es de 15 cm y las incorporaciones pueden alcanzar los 42.8 kg N ha⁻¹.

En términos nutrimentales, se acepta la hipótesis de que la carga nutrimental del agua residual cruda, ofrece aportaciones significativas de nitrógeno a los sistemas de producción agrícolas de la Comarca Lagunera.

3.5. Salinidad, sodicidad y carga iónica

Las características del agua residual generada en Matamoros Coahuila, corresponde a aguas propias de una zona árida, donde los valores de pH son alcalinos en intervalos de 7.31 a 7.66 con valores de salinidad de 1.60 hasta 1.68 y valores de relación de adsorción de sodio (RAS) que van de 10.32 a 11.18 unidades (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores de pH, salinidad, sodicidad e indicadores de calidad agrícola como salinidad efectiva, salinidad potencial y carbonato de sodio residual, para agua residual cruda generada en Matamoros, Coahuila.

Sitio de muestreo	pH	CE dS m⁻¹	RAS	SE	SP	CSR
Cárcamo	7.31	1.682	11.17	13.78	4.155	6.68
1.0	7.35	1.600	11.18	13.20	3.250	7.20
1.53	7.46	1.649	10.93	13.45	3.331	7.92
2.05	7.66	1.621	10.32	13.01	4.175	7.32
2.60	7.53	1.788	10.64	14.28	4.775	6.80

La clasificación que corresponde a esta agua para riego, es alta por riesgo de salinidad y media para riesgo de sodicidad, de acuerdo al sistema de clasificación de Allison *et al.*, (1985); en condiciones de campo, el agua residual de Matamoros es apta para los cultivos que se utilizan de manera convencional en la zona, como es el caso de algodónero, una especie que es moderadamente tolerante a salinidad y que permite valores de salinidad en el agua de riego de hasta 3.5 dS m⁻¹ sin problemas graves en la producción de

fibras, de acuerdo a estudios previos realizados por Palomo-Rodríguez y Chew (2009 y 2009a).

Para otros cultivos como maíz forrajero, puede ofrecer un riesgo menor de productividad para el cultivo, toda vez que es un cultivo sensible a esta condición electrolítica, sin embargo para disminuir el efecto de la elevada presión osmótica de la solución del suelo, puede aplicarse un riego adicional al manejo convencional de riegos que recibe el maíz forrajero, con el propósito de mantener las sales de la solución del suelo, por abajo del sistema de raíces.

La clasificación del agua como media en riesgo de sodicidad, no demanda la necesidad del uso de algún mejorador de suelo, ya que este se justificará solamente cuando exista una excesiva concentración del porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en la micela coloidal del suelo y sea determinado en un análisis de suelo.

Los indicadores de calidad química como salinidad efectiva (SE), salinidad potencial (SP) y carbonato de sodio residual (CSR), les permite una clasificación condicionada para su uso en SE, en tanto el agua se clasifica como condicionada para SP y es no recomendable para CSR, debido a los altos valores de sodio ya indicados.

El agua residual cruda no debe utilizarse en cultivos hortícolas como es el caso de melón y sandía, que se cultivan en la zona de estudio, por la naturaleza microbiológica que ofrece el agua residual cruda, es de alto riesgo el uso de esta fuente de riego.

La carga catiónica se encuentra caracterizada principalmente por sodio, seguido por calcio y magnesio (Cuadro 7); esta característica le confiere al agua residual, atributos de alta sodicidad que puede interferir en la filtración de agua en el suelo, toda vez que el sodio se acumula progresivamente y como consecuencia ocurre un proceso defloculativo de los agregados y pierde su estructura con una reducción en la infiltración.

Cuadro 7. Caracterización de la carga catiónica del agua residual generada en Matamoros Coahuila.

Sitio de muestreo	meq L ⁻¹				Suma de cationes
	Ca	Mg	Na	K	
Cárcamo	1.20	1.84	13.78	0.1531	16.973
1.0	1.36	1.44	13.20	0.1530	16.153
1.53	1.12	1.92	13.45	0.1531	116.64
2.05	1.52	1.68	13.01	0.1531	16.363
2.60	0.96	2.64	14.28	0.1533	18.033

El sodio como ión específico, tiene un grado de toxicidad cuando excede 9 meq L⁻¹, sin embargo la tolerancia de los cultivos es determinante para no interferir en el desarrollo y producción de cultivos; la toxicidad se presenta sobre todo cuando el agua de riego se aplica a frutales y/o plantas ornamentales, sin embargo el patrón de cultivos de matamoros Coahuila, es abastecido solamente por algodónero y los cultivos forrajeros maíz y sorgo, de manera que no existe algún riesgo al respecto.

Sobre éste particular Morris y Devitt (1991) señalan que el sodio es normalmente absorbido por la raíz; la absorción a través de las hojas produce una mayor acumulación de estos compuestos en las plantas, es decir si el riego

fuera aplicado por aspersión y en condiciones de altas temperaturas y valores de humedad bajos. Los mismos investigadores agregan que la concentración adecuada de estos aniones depende del tipo de cultivo, el estado de crecimiento, concentración de los iones tóxicos y combinación de los mismos, clima y condiciones particulares del tipo de suelo.

Por otro lado la carga de aniones (Cuadro 8) se encuentra fuertemente identificada por la presencia de bicarbonatos, seguida por cloruros y sulfatos; el riesgo de toxicidad del ión específico cloruros, indica que si los valores son entre 1 - 3 me L⁻¹ el riesgo es nulo, de 4 -10 el riesgo es ligero a moderado y cuando es mayor que 10 me L⁻¹ el riesgo es severo.

Cuadro 8. Caracterización de la carga aniónica del agua residual generada en Matamoros Coahuila.

Sitio de muestreo	meq L ⁻¹				Suma de aniones
	CO ₃	HCO ₃	SO ₄	Cl	
Cárcamo	0.20	9.52	1.99	3.16	14.87
1.0	0.32	9.68	1.62	2.44	14.06
1.53	0.48	10.48	1.15	2.76	14.87
2.05	0.64	9.88	1.87	3.24	15.63
2.60	0.72	9.68	1.47	4.04	15.91

Regularmente los cloruros son absorbidos por la raíz del cultivo, y cuando la absorción se realiza a través de las hojas se produce una mayor acumulación de éste ión, sobre todo cuando el agua de riego se aplica en forma de aspersión y además se tienen condiciones de alta temperatura y baja humedad relativa (Lenntech, 2012).

V. CONCLUSIONES

1. Las aportaciones nitrogenadas del agua residual de Matamos Coahuila, representan el 69.25% para N-NH₄, el 28.23% para N-Orgánico y solo el 2.51% para nitratos.
2. Los resultados generados se encuentran dentro de los estándares internacionales para efluentes sin tratar, donde la concentración de nitrógeno total fluctúa entre 20 a 85 mg L⁻¹, con un valor medio de 35 mg L⁻¹, y para Matamoros Coahuila se tiene una concentración total promedio de 64 mg L⁻¹.
3. La carga nutrimental nitrogenada de Matamoros Coahuila, es 3.14 veces mayor a la de Valle de Juárez Chihuahua y 2.08 veces superior a la que posee el DR-003 de Tula Hidalgo.
4. En el trayecto de recorrido del agua residual hacia las parcelas de cultivo, se encontraron diferencias altamente significativas para N-total, N-NH₄ y N-orgánico, debido a una continuidad decreciente en la concentración de cada parámetro.
5. Las variaciones que registra N-total, N-NH₄ y N-orgánico en el recorrido que guarda el cárcamo hacia las parcelas de cultivo, obedecen a las pérdidas de N-NH₄ por volatilización.
6. La concentración de N-NO₃ del agua residual, no registra variaciones estadísticamente significativas en su concentración, durante el recorrido del cárcamo a las parcelas de cultivo.
7. La concentración de N-NO₃, no presenta la continuidad decreciente observada para N-NH₄, cuando recorre el trayecto del cárcamo a las parcelas de cultivo.

8. El proceso físico de agitación mecánica realizado en laboratorio para agua residual cruda, permitió establecer la volatilización que ocurre para N-NH_4 .
9. La remoción evaluada de N-NH_4 por volatilización, permitió conformar un modelo exponencial de pronóstico para Matamoros Coahuila, donde en los primeros 10 días se remueve un 56% del valor total de N-NH_4 .
10. Las parcelas de cultivo de Matamoros Coahuila, reciben hasta $62.7 \text{ kg N ha}^{-1}$ tan solo en el aniego del algodón, en tanto para los riegos de auxilio las incorporaciones pueden alcanzar los $42.8 \text{ kg N ha}^{-1}$.
11. La clasificación química del agua residual para uso agrícola, es moderada en riesgo por salinidad y moderada para sodicidad; sin embargo con el manejo de frecuencias de riego y fracciones de lixiviado, se puede evitar un proceso desalinización del suelo.
12. La presencia de sodio como ión tóxico en el agua de riego, es condicionada, en tanto para cloruros el riesgo es desde nulo a ligero a moderado, por lo que no debe utilizarse en frutales, menos aun en hortalizas.
13. Se confirma la hipótesis de que el agua residual cruda de Matamoros Coahuila, ofrece aportaciones significativas de nitrógeno en los sistemas de producción agrícola de la Comarca Lagunera.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Allison L. E., J. Brown W., H. Hayward E., y L. Richards A. 1985. Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos. En: Richard L. A: (ed). Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Editorial Limusa, México, p 172.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17 Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, USA.
- Appelo, C. A. J. and Postma, D. 1994. Geochemistry, groundwater and pollution. Rotterdam, Netherlands, Balkema. 536 p. ISBN 90-5410-106-7
- Appelgren B. G. 1994. Agricultural and environmental legislation – Lithuania. TCP/LIT/2352, FAO. Rome.
- Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Folleto FAO Riego y Drenaje No. 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.
- Bain, R. C. and H. Esmaili. 1976. Santa Rosa effluent irrigation study. Final report by Brown and Caldwell Engineers. California, USA.
- Bernal, D., S. Ramos y H. Varaldo. 2002. Sistemas de tratamiento de aguas residuales por aplicación al suelo. Avance y Perspectiva vol. 21: pág. 333.
- Bernstein, 1960. Salt tolerance of fields crops. US. Department of Agriculture. Agriculture Information Bulletin No. 217.
- Bertsch, F. 1995. La Fertilidad de los Suelos y su Manejo. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. San José. 157 p.
- Bower, C. A., L. V. Wilcox, G. Akin and M. G. Keyes. 1965. An index of the tendency of CaCO₃ to precipitate from irrigation waters. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 29(1): 91-92.
- Brook, B. D. 2004. Agua manejo a nivel local. Editorial Alfa Omega Colombiana. Bogotá. Colombia, pág. 1-70.
- Brock, T. 1994. Biology of microorganisms. 7th Edition. Editorial Prentice-Hall International.
- Canter L. W. 1997. Nitrate in groundwater. Lewis Publishers, CRC Press Inc., Boca Raton. 263 pp.
- Castellanos J. Z., y J. Peña-Cabriales. 1990. Los nitratos provenientes de la agricultura; Una fuente de contaminación de acuíferos. Terra 8(1):113-126

- Castellanos J. Z., J. Uballe B., y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. INCAPA, México. 220 p.
- Castro, P. C., Henríquez, O y Freres, R. 2007. Posibilidades de aplicación de lodos o biosólidos a los suelos del sector norte de la Región Metropolitana de Santiago. *Revista de Geografía Norte Grande*, 37: 35-45. Departamento de Geografía, Universidad de Chile.
- Collazos, C. J. 2008. Tratamiento de aguas residuales. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia. Consultado 26 noviembre 2012. [En línea]. http://www.ing.unal.edu.co/catedra/drs_diaz_collazos/GENERALIDADES.pdf
- Cortés-Lara, M. C. 2003. Importancia de los coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit. *Rev. Biomed* 14: 121-123.
- Crites, R. y G. Tchobanoglous, G. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc Graw-Hill Interamericana. S. A. Santa Fe de Bogotá, Colombia, 776 p.
- Custodio, E. y E. Díaz, E. 2001. Calidad del agua subterránea. En: *Hidrología Subterránea*. Eds. E. Custodio; M. R. Llamas. 2 ed. Tomo II. Barcelona, España, Omega, p. 18 (28-31).
- Farell, J.; and Nieuwenhuijsen, M.J. 2003. Contaminants in Drinking Water. *British Medical Bulletin* 68:199-208.
- FAO/CEPE. 1991. Legislation and measures for the solving of environmental problems resulting for agricultural practices. FAO/United Nations. Ginebra. Report No. 7
- Fassbender, H. W. y E. Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Colección de libros y materiales educativos N° 81. IICA, San José, Costa Rica. 420 p.
- Figueroa V. U., M. Flores O., y M. Palomo-Rodríguez. 2002. Uso de biosólidos en suelos agrícolas. Folleto técnico No. 3. INIFAP-Campo Experimental Valle de Juárez. 17 p.
- Figueroa V. U., J. Márquez R., R. Faz C., A. Cueto W. y A. Palomo-Gil. 2006. Uso eficiente de estiércol como fertilizante orgánico en cultivos forrajeros. Memoria de la XVIII Semana Internacional de Agronomía FAZ-UJED. Venecia Durango México. 7-13 p.
- Figueroa V. U., M. Palomo-Rodríguez, M. Flores O. y B. Corral D. 1999a. Establecimiento de parcelas demostrativas con biosólidos en el Campo Experimental Valle de Juárez. Demostración de Campo. Campo Experimental Valle de Juárez-INIFAP.

- Figueroa V. U., M. Palomo-Rodríguez, M. Flores O. y B. Corral D. 2000. Establecimiento de parcelas demostrativas con el uso de biosólidos en Suelos agrícolas del Valle de Juárez, Chih. Informe de Investigación. Campo Experimental Valle de Juárez-INIFAP.
- Fuentes-Masís W. y O. González R. 2007. Estimación de la mineralización neta de nitrógeno del suelo en sistemas agroforestales y a pleno sol en el cultivo del café (*Coffea arabica* L.), en el pacífico de Nicaragua, departamento de Carazo. Tesis facultad de Agronomía, Universidad Nacional Agraria de Managua, Nicaragua, 84 p.
- García-Galindo L. y R. Aguirre G. 1996. Clasificación de los suelos de la región lagunera. Memorias del XXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Ciudad Obregón Sonora México, p. 4
- García, J.; M. Hernández-Mariné y R. Mujeriego. 1998. Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante lacunas de alta carga: evaluación experimental. Ingeniería del Agua 5(2):35-50.
- García, O. 2001. Evaluación de un modelo en laboratorio de tratamiento de lodos activados con aguas residuales de la industria láctea. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 101 p.
- George, L. V. 1967. Accumulation of sodium and calcium by seedlings of some cereal crops under saline conditions. Agronomy Journal 59(4): 297-299.
- González, J. M.; Bécares, E. y Luis, E. 2001. Limnología de sistemas experimentales de lagunaje para el tratamiento de aguas residuales. Facultad de Biología, Universidad de León, España. Limnetica 20(2): 267-277
- Hanson, B. 1993. Agricultural Salinity and Drainage. University of California Irrigations Programs, University of California. 141 p.
- Haubry, A., Bonnin, C. and Prévot, C. 1992. Aerobic and Anaerobic Sludge Treatment Disinfection Techniques. Sludge 2000 Conferences, paper 8, Cambridge University, U.K.
- Hauck, R. D. 1981. Nitrogen fertilizer effects in nitrogen cycle processes. p.551-562. In F.E. Clark and T. Roswall (ed.). Terrestrial nitrogen cycles. Ecol. Bull. 33. Swedish Natural Science Research Council, Stockholm.
- Hem, J.D. 1985. Study and Interpretation of the Chemical Characteristic of Natural Water (en línea). 3 ed. USA, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2254. 225 p. Consultado 16 may. 2007. [En línea]. <http://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2254/html/pdf.html>
- Henry, J. G.; y Heinke, G. W. 1999. Ingeniería Ambiental. México, Prentice Hall. 283-284.

- Hounslow, A. W. 1995. Water Quality Data. New York, USA, CRC Lewis Publishers. 49-59.
- INIFAP-CEVAJ. 2000. Laboratorio de análisis de agua, suelo y planta; técnicas de análisis. Campo Experimental Valle de Juárez, Praxedis G. Gro. Chihuahua. 34 p.
- Jiménez- Cisneros, B. E. 2001. La contaminación ambiental en México; causas, efectos y tecnología apropiada. FEMISCA, Editorial Limusa, México p.82-107.
- Lara-Borrego J.A. 1999. Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Cataluña, España.
- Lavado, R. S. 1976. Salinización y alcalinización de suelos pampeanos bajo riego complementario. Buenos Aires. INTA. Revista de Investigaciones Agropecuarias. Serie Clima y Suelo, 13(2)41-57.
- Leal. G. 2004. Vivienda rural y tecnología apropiada: digestión anaerobia [En línea]. Consultado 7 Noviembre 2009 http://www.eco-gel.com/digestion_anaerobia.htm
- Lenntech. 2012. Elementos químicos tóxicos en agua de riego. [En línea]. <http://www.lenntech.es/aplicaciones/riego/toxicos/elementos-quimicos-toxicos-aguas-riego.htm>
- López, M. M. 1981. Tratamiento Biológico de Aguas Residuales en Perspectiva de la Biotecnología en México, pág. 259- 284, CONACYT.
- López M. M. 2007. Tratamiento biológico de aguas residuales aplicable a la industria avícola. [En línea]. <http://www.engormix.com/MA-avicultura/manejo/foros/articulo-tratamiento-biologico-aguas-t11252/124-p0.htm>
- Madigan, M. T.; Martinko, J. M. y Parker, J. 2004. Biología de los microorganismos. (Ed.) I. Capella. Trad. M. G. Fernández; T. González; C. Rodríguez; R. Guerrero; M. Sánchez; J. Jiménez. 10 Editorial Pearson Prentice Hall., España, pág. 943-953.
- Manga, J. y N. Logreira 2001. Re-uso de aguas residuales: Un recurso hídrico disponible. Ingeniería & Desarrollo Universidad del Norte Vol.9: pág.17.
- Martínez R. J. G., M. Rivera G. y R. Faz C. 2005. Determinación espacial de la vulnerabilidad de un acuífero a ser contaminado por nitratos. AGROFAZ 5 (3): 77-84
- Martínez R. J. G., M. Rivera G. y P. Andrade S. 2005a. Balance de nutrientes como una herramienta para establecer áreas potenciales de contaminación no puntual. AGROFAZ 5 (3): 85-94

- Martínez R. J. G., M. Rivera G. y R. Faz C. 2005b. Cuantificación espacio-temporal de la concentración de arsénico en el acuífero principal de la Comarca Lagunera. Semana Internacional de Agronomía, UJED. México, p. 388-395
- Medellín, P. 2002. Industria y Agua. Pulso, Diario de San Luis. [En línea]. <http://ambiental.uaslp.mx/docs/PMM-AP021017.pdf>
- Medina M. C. y P. Cano R. 2001. Contaminación por nitratos en agua, suelo y cultivos de la Comarca Lagunera. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas. 2(1): 9-14. México.
- Morris R. and D. Devitt. 1991. Sampling and interpretation of landscape irrigation water. University of Nevada. [En línea]. <http://www.unce.unr.edu/publications/files/ho/2002/fs0291.pdf>
- Muñoz H., M. Armenta A., A. Vera y N. Cenicerros. 2004. Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla Tlaxcala México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 20 (03):91-97
- Murrieta B. F. and X. Uvalle B. 1991. Use of wastewater for agriculture in the Yaqui Valley, Sonora. Publicación técnica. Instituto Tecnológico de Sonora. Sonora, México. p. 21-32
- Núñez, H. G., Espinoza G. J., Ortega R. L Hernández A. L. Vera A. H., Román P. H., Medina, C. M., y Ruiz I. F. (Eds). 2009. Caracterización de excretas y buenas prácticas de manejo para el reciclado de nutrimentos en explotación intensiva. Folleto técnico No. 19 INIFAP-Campo Experimental La Laguna. ISBN 978-607-425-748-9.
- NRCS. 1992. Agricultural waste management field handbook. Natural Resource Conservation Service. USDA.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1995. Guías para la calidad del agua potable. Recomendaciones. 2ª edición Ginebra, Suiza 195 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1998. Guías para la calidad del agua potable. Vigilancia y control de los abastecimientos de agua a la comunidad. 2ª edición Ginebra, Suiza 255 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1999. Guías para la calidad del agua potable. Addendum al volumen 1 Recomendaciones. 2ª edición Ginebra, Suiza 40 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2006. Agua, saneamiento y salud: Enfermedades relacionadas con el agua. [En línea]. Consultado 20 oct. 2006. Disponible en http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/diseasefact/es/index.html

- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje No. 55. Roma. p 41-58.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. En: Estudios FAO: Riego y drenaje. Canadá, Departamento de Agricultura. Consultado 28 jul. 2007. [En línea]. <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s05.htm>
- Ortiz, J., J. Prior, V. Vázquez, E. Soberanis, M. Rodríguez, M. Rodríguez y M. Quintana. 2003. Manual para el uso eficiente y racional del agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) Coordinación de Tecnología Hidráulica ISBN 968-55-36 10(4):1-18
- Ortiz, J. y O. Casas. E. 2007. Nueva Plantas de lodos activados para el tratamiento de los efluentes *de líquidos del complejo industrial refinería Iujan de cuyo*. *Protección ambiental*. Pág. 4-5.
- Pacheco Á. J.; P. Canul, R. y A. Cabrera S. 2002. Análisis del ciclo de nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. México. *Ingeniería Revista Académica* 6(3): 73-81.
- Palacios, V. O. y N. E. Aceves. 1970. Instructivo para el muestreo, registro de datos e interpretación de la calidad del agua para riego agrícola. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Palomo-Rodríguez M., U. Figueroa V., J. Espinoza A., y A. Reyes G. 2011. Comportamiento de la carga nutrimental en drenes agrícolas del Valle de Juárez Chihuahua. *Revista Ciencia en la Frontera* 8(1):7-14
- Palomo-Rodríguez, M. 2005. Tecnología del uso eficiente del agua en surcos estrechos para algodónero. Simposio "Asociaciones de Colaboración Binacional para la Conservación del Agua en la Región Paso del Norte", Foro organizado por Environmental Defense e INIFAP. Ciudad Juárez, Chihuahua México, p. 15-19
- Palomo-Rodríguez M., y A. Arciniega A. 1998. Concentración de nitratos, nitritos y salinidad en agua potable del Valle de Juárez. *Memorias XXIX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*. Tapachula, Chiapas. México. p. 62
- Palomo- Rodríguez M. y U. Figueroa V. 2004. Remoción de nutrientes del agua residual cruda por efecto de dilución en el Valle de Juárez, Chihuahua. *Memorias Semana Internacional de Agronomía*. UJED. México, p 608-613
- Palomo-Rodríguez M., y U. Figueroa V. 2005. Variabilidad espacial de nutrientes en el agua residual del Valle de Juárez, Chih. *Revista AGROFAZ* 5(3): 95-104

- Palomo-Rodríguez M., G. Martínez R., y U. Figueroa V. 2007. Desarrollo sustentable de los recursos naturales al disminuir riesgos de contaminación en actividades agropecuarias. *Revista Cultura Científica y Tecnológica (CULCyT)* 4(20):4-14
- Palomo-Rodríguez M., U. Figueroa V., J. G. Martínez R., M. A. Flores O. y R. Faz C. 2007a. Contenido nutrimental del agua residual en Valle de Juárez Chihuahua. Folleto Científico No. 3 Campo Experimental Delicias, INIFAP-México, 32 p.
- Palomo-Rodríguez M., y Chew M. Y. 2009. Influencia de niveles de salinidad y frecuencia de riego sobre la respuesta agronómica del algodónero. *Memorias de la XXI Semana Internacional de Agronomía FAZ-UJED*, p. 746-751
- Palomo-Rodríguez M., y Chew M. Y. 2009a. Proceso de salinización del suelo ocasionado por niveles de salinidad en agua de riego y frecuencias de aplicación en algodónero. *Memorias de la XXI Semana Internacional de Agronomía FAZ-UJED*, p. 545-550
- Palomo-Rodríguez M., U. Figueroa V., J. A. Meza V., L. M. Isidro R., M. Servín P. y F. J. Pastor L. 2010. Diagnóstico integral de la contaminación por arsénico en la cadena alimenticia caprina de la Comarca Lagunera. Informe de Investigación. Campo Experimental La Laguna, INIFAP-México, 52 p.
- Palomo-Rodríguez, M., F. Pastor L., J. G. Martínez R., y E. Ochoa M. 2010a. Iones solubles asociados a tipos de salinización en agua de bombeo para Valle de Juárez Chihuahua. *Revista Agrofaz* 10(3):313-318
- Paredes D., Kusch P., Mbwette T., Stange F., Müller R., and Köser H. 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment a review. *Engineering in Life Sciences* 7 (1), 1325
- Pauwels H., P. Lachassagne, P. Bordenave, C. Foucher J., and A. Martelat. 2001. Temporal variability of nitrate concentration in a schist aquifer and transfer to surface water. *Appl. Geochemical* 16(1):583-596
- Perdomo, C.; M. Barbazán y J. Durán M. 2008. Nitrógeno. Cátedra de fertilidad de suelos; Universidad de la República, Uruguay Montevideo, 74 p.
- Petkova S. V. 1999. Estudio piloto para remoción de arsénico en el estado de Hidalgo. *Ingeniería Hidráulica en México*. 14(3):65-77
- Potisek, T. M. C., U. Figueroa V. y R. Jasso I. 2008. Manual para el aprovechamiento sustentable de biosólidos en suelos agrícolas y forestales. INIFAP, CENID-RASPA, p. 6, 10.
- Potisek T. M. C., U. Figueroa V., y R. Jasso I. 2008a. Saneamiento del agua y generación de biosólidos. *En: Manual para el aprovechamiento*

sustentable de biosólidos en suelos agrícolas y forestales. Libro técnico No. 2, INIFAP-CENID-RASPA, p. 11-12

- Quintero C.E., Prats F., A. Zamero, E. Santiago A., N. Spinelli B., y G. Boschetti N. 2011. Absorción de nitrógeno y rendimiento de arroz con diferentes formas de nitrógeno aplicado previo al riego. *Revista Suelo (Argentina)* 29(2): 233-239
- Ramos, C. 1996. El riego con aguas residuales. Jornada sobre Aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana, Sanejament d'Aigües - Generalitat Valenciana, pp. 49-63.
- Ramos, C., D. Gómez de Barreda, J. Oliver, E. Lorenzo y J. Castel R. 1989. Aguas residuales para riego. Un ejemplo de aplicación en uva de mesa. *En: Cabrera E. y Sahuquillo A. (Eds). El Agua en la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. pp. 167-184*
- Raudel, O. y R. Marqués. 2003. El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis. Universidad Autónoma de Baja California ISBN:970-722-141-0, pág.32.
- Reynolds, K. 2002. Tratamientos de aguas residuales en latinoamericana. Agua Latinoamericana, México. Pág.6-8.
- Rigiola, L. M. 1999. Tratamiento de aguas industriales, 1º Edición, Editorial Alfa omega, Barcelona España, p 157.
- RIVM. 1992. The environment in Europa. A global perspective. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). Netherlands.
- Romero-Aguilar, M., A. Colín-Cruz, E. Sánchez-Salinas y L. Ortiz-H. 2009. Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 25 (3) 157-167
- Romero, R. J. A. 1999. Calidad del Agua. 2 ed. México, Alfa-Omega Grupo Editor, S. A., 176 p.
- Rosas G. R., M. Fuente. A., E. Smer. B., y P. Estrada. C. 2009. Problemática del agua. Asamblea legislativa, Gobierno de Tamaulipas. Ciudad Victoria, Tamaulipas, pág.1-2.
- SAGARPA. 2011. Estadísticas agropecuarias de la Comarca Lagunera. Siglo de Torreón, Enero del 2011. Torreón, México.
- SARH. 1980. Investigación del comportamiento de la calidad del agua en función de descargas de contaminantes y su efecto en la flora y fauna acuáticas. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México. D. F. 91 p.

- Sawyer, C. N., L. McCarty, P., y F. Parking, G. 2001. Química para ingeniería ambiental. 4a edición McGraw-Hill, Bogotá Colombia, p. 715
- SEMARNAT. 2002. Protección ambiental.- lodos y biosólidos.-especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. NOM-004-SEMARNAT, Diario oficial de la federación, México.
- SEMARNAT. 2002. Normas Oficiales Vigentes [en línea].www.semarnat.gob.mx. Consultado octubre 2002.
- SEMARNAT. 2003. Normas Oficiales Vigentes [en línea].www.semarnat.gob.mx. Consultado octubre, 2003.
- Servian P. L., E. Martínez, y R. Botero. 2009. Evaluación del tratamiento anaeróbico de aguas residuales ordinarias de la Universidad Earth para su aprovechamiento energético. Universidad Earth. Costa Rica, pág. 45.
- Sharpley, A. N.; Daniel, T.; Sims, T.; Lemunyon, J.; Stevens, R., and Parry, R. 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. 2a edición, Washington, D.C., USDA 43 pp.
- Silva, J., P. Torres y C. Madera. 2008. Reúso de aguas residuales domésticas en agricultura. Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal vol.26: pág.348.
- Terrón, P. U. 1995. Aplicaciones fitotécnicas. Mundi-Prensa Libros S.A.
- Tietjen, C., A. Bramm, N. El-Bassam and H. O. Fler. 1978. Land treatment of wastewater in Braunschweig and in Wolfsburg Germany. *In*: State of Knowledge in Land treatment of wastewater, Volume I. Proc. International Symposium Hanover, New Hampshire USA, p. 221-229.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). 2003. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. [En línea]. <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556s.pdf>images/0012/001295/129556s.pdf> (consulta: 10 septiembre de 2011)
- U.S. EPA. 1989. Environmental regulations and technology: Use and disposal of municipal wastewater sludge. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. EPA625/10-84-003, p. 1-76.
- U. S. Geological Survey. 2006. National field manual for the collection of water-quality data: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. Ed. F.D. Wilde. Consultado 1 jul. 2007. [En línea]. <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A>.

- U.S. Salinity Laboratory. 1965. An index of the tendency of CaCO_3 to precipitate from irrigation waters. Soil Sci. Society Proceedings, p. 91-92.
- U.S. Salinity Laboratory. 1965 a. Precipitation and solution of calcium carbonate in irrigation operations. Soil Sci. Society Proceedings, p. 93-94.
- Vaca. M. M. Magdaleno. L. Sosa. C. M. Monroy. M. y M. Jiménez. C. 2005. Tratamiento terciario de aguas residuales por filtración e intercambio iónico. UNAM. México. pág.32.
- Vásquez A. A. 1999. Guía para interpretar el análisis químico del agua y suelo. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México.
- WHO (World Health Organization, US). 2007. WHO Highlights Global Impact of Unsafe Water. Reuters Health Information. Consultado 5 jun. 2007. [En línea]. <http://id.medscape.com/reuters/prof/2001/03/03.23/20010322publ002.html>
- Wikipedia. 2011. Agua residual. [En línea]. http://es.wikipedia.org/wiki/Aguas_residuales#Caracter.C3.ADsticas_bacteriol.C3.B3gicas <Fecha de consulta 28 de junio del 2012.>
- Winkler, A. M. 1996. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Departamento de ingeniería química. Universidad de Survey. Editorial Limusa México, 338 p.
- Zapata, A. 2002. El planeta, la vida, y la ciudad, urbano. Revista [AS] Arquitectura del Sur, Universidad del Bio Bío Concepcion, Chile 5(1):22-23