



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Facultad de Química

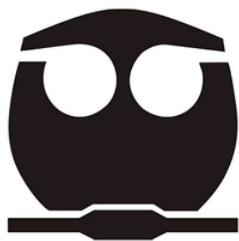
**DESARROLLO DE UN SISTEMA EXPERIMENTAL
PARA TRATAMIENTO DE ORINA HUMANA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO**

PRESENTA

DIEGO SEBASTIÁN VILORIA TORRES



CIUDAD DE MÉXICO

2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profesor: VICTOR MANUEL LUNA PABELLO
VOCAL: Profesor: LUZ MARIA LAZCANO ARRIOLA
SECRETARIO: Profesor: SERGIO ADRIAN GARCIA GONZALEZ
1° SUPLENTE: Profesor: ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS
2° SUPLENTE: Profesor: DAVID FRAGOSO OSORIO

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

**Laboratorio de Microbiología Experimental. Departamento de Biología.
Facultad de Química, UNAM. Av. Universidad 3000 UNAM CU. CP: 04510
Coyoacán, Ciudad de México.**

ASESOR DEL TEMA:

Dr. Víctor Manuel Luna Pabello _____

SUPERVISOR TÉCNICO

I.Q. Osvaldo Morales Romero _____

SUSTENTANTE:

Diego Sebastián Viloria Torres _____

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la UNAM por haber impulsado mi desarrollo intelectual y personal.

Al Subprograma 127 “Formación Básica en Investigación” de la Facultad Química de la UNAM por el apoyo económico brindado durante la realización de este proyecto.

Agradezco al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello por el apoyo y la oportunidad de realizar este trabajo.

Agradezco el apoyo técnico brindado por el M. en C. Luciano Hernández Gómez.

Al Laboratorio de Microbiología Experimental y a todos los que colaboraron para la realización de este trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN	1
LISTA DE ABREVIATURAS	3
1 INTRODUCCIÓN	5
2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	8
2.1 Hipótesis.....	8
2.2 Objetivo General	8
2.3 Objetivos Particulares	8
3 MARCO TEÓRICO	10
3.1 Contaminación del agua	10
3.2 Aprovechamiento de la orina.....	12
3.3 Procesos de oxidación avanzada.....	14
3.4 Oxidación anódica de la urea.....	17
3.5 Conductividad eléctrica y la relación con los sólidos totales disueltos.....	18
3.6 Humedal Artificial	19
3.7 Elementos de un humedal artificial.....	20
3.7.1 Agua a tratar	20
3.7.2 Medio de soporte	21
3.7.3 Vegetación.....	22
3.7.4 Microorganismos.....	24
3.8 Clasificación de los HA	25
3.8.1 Humedal Artificial Flujo Superficial (HAFS)	26
3.8.2 Humedal Artificial Flujo Subsuperficial (HAFSS)	26
3.9 Remoción de contaminantes en un humedal artificial	28
3.10 Materia orgánica	30
3.11 Compuestos nitrogenados	31
3.11.1 Amonificación.....	32
3.11.2 Nitrificación	32
3.11.3 Desnitrificación.....	33
3.12 Compuestos fosforados	35

3.13	Sólidos suspendidos	35
3.14	Otros mecanismos de remoción.....	36
3.14.1	Asimilación por plantas	36
3.14.2	Adsorción.....	36
3.14.3	Volatilización del amoniaco	36
3.15	Consideraciones generales en un HA	37
4	METODOLOGÍA.....	39
4.1	Técnicas Analíticas	40
4.1.1	Nitratos (NO_3^-).....	40
4.1.2	Nitritos (NO_2^-).....	40
4.1.3	Demanda Química del Oxígeno (DQO).....	40
4.1.4	Amonio (NH_4^+).....	40
4.1.5	Urea.....	41
4.2	Técnicas multiparamétricas.....	41
4.3	Oxidación anódica	42
4.3.1	Determinación de las condiciones de operación	42
4.3.2	Desarrollo para la estimación de la densidad de corriente	44
4.4	Humedal artificial	45
4.5	Diseño y construcción del HA	45
4.6	Medio de soporte	46
4.6.1	Propiedades físicas del medio de soporte.....	47
4.7	Vegetación.....	49
4.8	Estabilización y arranque del HA	50
4.9	Condiciones de la experimentación.....	51
4.9.1	Adaptación vegetación.....	51
4.9.2	Adaptación de la orina	52
4.10	HA sin pretratamiento (HASP)	52
4.11	HA con pretratamiento (HACP)	53
4.12	SEPTOH.....	53
4.12.1	Consideraciones	54

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56
5.1 Condiciones de operación para la OA.....	56
5.2 Ecuaciones para la estimación de la densidad de corriente	58
5.3 Humedal artificial sin pretratamiento (HASP)	60
5.4 Humedal artificial con pretratamiento (HACP).....	65
5.5 Comparación HASP vs. HACP.....	70
5.6 Balance Materia Nitrogenada y Carbonosa.....	72
6 CONCLUSIONES	76
7 REFERENCIAS	77
ANEXO I. TABLAS DE RESULTADOS	84
ANEXO II. METODOLOGÍA DE PRUEBAS ANALÍTICAS	91

INDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Contaminantes presentes en el agua</i>	11
<i>Tabla 2. Valores de referencia para orina humana.</i>	13
<i>Tabla 3. Características de materiales empleados en HA</i>	21
<i>Tabla 4. Clasificación de la vegetación empleada en un HA</i>	23
<i>Tabla 5. Principales mecanismos de remoción en los HA</i>	29
<i>Tabla 6. Matriz de trabajo para la determinación de las condiciones de operación.</i>	42
<i>Tabla 7. Composición química de la grava sílica</i>	47
<i>Tabla 8. Valores obtenidos para ρ_{Ap}, ρ_R y P.</i>	48
<i>Tabla 9. Densidad de corriente calculada contra experimental</i>	59

INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Clasificación de los POA</i>	15
<i>Figura 2. Representación de un HA</i>	19
<i>Figura 3. Representación de los distintos tipos de hidrófitas</i>	24
<i>Figura 4. Clasificación de los HA</i>	25
<i>Figura 5. Esquema de un HAFS</i>	26
<i>Figura 6. Esquema de un HAFSSH</i>	27
<i>Figura 7. Esquema de un HAFSSV</i>	28
<i>Figura 8. Formas orgánicas e inorgánicas del nitrógeno</i>	31
<i>Figura 9. Procesos de transformación y remoción del nitrógeno</i>	34
<i>Figura 10. Estrategia de trabajo</i>	39
<i>Figura 11. Determinación de parámetros con multiparamétrico.</i>	41
<i>Figura 12. Tratamiento electroquímico</i>	44
<i>Figura 13. Perspectivas del HA en 3D</i>	45
<i>Figura 14. Grava sílica como material de soporte.</i>	46
<i>Figura 15. Ejemplares de <i>Cyperus papyrus</i> y <i>Phragmites australis</i></i>	49

Figura 16. Estabilización del HA a lo largo del periodo establecido.....	50
Figura 17. Adaptación de la vegetación: brote de <i>Phragmites australis</i>	51
Figura 18. Representación del SEPTOH	53
Figura 19. Influencia de la DEN en la variación de la concentración de urea.	56
Figura 20. Consumo energético a diferentes DEN.....	57
Figura 21. Relación entre <i>i</i> vs <i>Z</i>	59
Figura 22. Comportamiento de las especies nitrogenadas y carbonosas en el HASP.....	60
Figura 23. Variación del pH a lo largo del tiempo; HASP.	62
Figura 24. Variación de la CE y los STD a lo largo del tiempo; HASP.....	62
Figura 25. Concentración urea teórica vs. experimental.	64
Figura 26. Concentración NO ₃ ⁻ teórica vs. experimental.....	65
Figura 27. Concentración DQO teórica vs. experimental.	65
Figura 28. Comportamiento de las especies nitrogenadas y carbonosas en el HACP.	66
Figura 29. Variación del pH a lo largo del tiempo; HACP.	67
Figura 30. Variación de la CE y los STD a lo largo del tiempo; HACP.	68
Figura 31. Concentración urea teórica vs. experimental.	69
Figura 32. Concentración NO ₃ ⁻ teórica vs. experimental.	69
Figura 33. Concentración DQO teórica vs. experimental.	69
Figura 34. Comportamiento de la urea en HASP y HACP.....	70
Figura 35. Comportamiento de nitratos en HASP y HACP.....	71
Figura 36. Comportamiento de la DQO en el HASP y HACP.	72
Figura 37. Balance de materia nitrogenada y carbonosa en el HASP.	73
Figura 38. Balance de materia nitrogenada y carbonosa en el HACP.....	74
Figura 39. Biomasa generada en el HASP.....	75
Figura 40. Biomasa generada en el HACP.	75

RESUMEN

El presente trabajo se enfoca en el aprovechamiento de la orina humana mediante el desarrollo de un sistema experimental, cuya función principal es el tratamiento de la materia nitrogenada (medida como: urea, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) y carbonosa (medida como: DQO) presente en la orina; lo anterior con el fin de disponer del agua contenida en la misma. El sistema experimental para tratamiento de orina humana (SEPTOH) consta esencialmente de un pretratamiento electroquímico a base de oxidación anódica (OA), acoplado a un sistema de fitodepuración denominado humedal artificial (HA); para este caso se empleó un HA de flujo subsuperficial.

Se realizaron pruebas experimentales para determinar las condiciones de operación de la OA, donde se estableció para un volumen de 950 mL de orina con cierto porcentaje de dilución (25% vol. agua / vol. tot.) emplear una demanda de energía neta (DEN) de 2000 C/L por un periodo de 2 h. Asimismo, mediante un análisis de regresión se determinaron un par de ecuaciones para estimar las condiciones de operación partiendo de la concentración de STD y la diferencia de potencial suministrada a la celda electrolítica.

Del mismo modo, con el fin de conocer las ventajas de implementar un pretratamiento electroquímico, se estableció una comparación entre un HA sin pretratamiento (HASP) contra un HA con pretratamiento (HACP), donde cada uno de ellos fue evaluado por un periodo de treinta días. Derivado de lo anterior, en el HACP se obtuvo una mayor rapidez de degradación de urea, lo que significa menor tiempo de operación y a su vez, la existencia de condiciones favorables para la formación de especies que, en colaboración con los microorganismos presentes en la biopelícula son susceptibles al proceso de nitrificación.

Dentro del HASP, la concentración inicial de 5450 ± 395 mg/L para urea fue disminuyendo hasta alcanzar un valor nulo en el día treinta de operación. Asimismo, la concentración inicial de NO_3^- fue de 94 ± 12 mg/L y aumentó hasta alcanzar un valor de 3674 ± 434 mg/L, lo que indica la presencia de actividad nitrificante. Cabe mencionar que la nitrificación se vio favorecida por las condiciones aerobias que se mantuvieron dentro del sistema por acción de los aireadores instalados en el fondo del HASP, dando como resultado valores de OD de 3.48 ± 0.58 mg/L.

De igual manera, la concentración inicial DQO fue de 8710 ± 1380 mg/L, la cual disminuyó hasta una concentración de 2360 ± 360 mg/L, lo que demuestra un porcentaje de remoción de aproximadamente del setenta por ciento. A su vez, el pH de 7.43 ± 0.33 dentro del HASP se vio influido por ciertas especies derivadas de la reacción de nitrificación, dando como resultado la generación de un sistema buffer debido al equilibrio $\text{H}_2\text{CO}_3 / \text{HCO}_3^-$ y responsable de condicionar la presencia de las especies NH_3 y NH_4^+ en el medio.

Por otra parte, la concentración de urea presente en la orina antes de ser sometida al pretratamiento electroquímico era de 6224 ± 490 mg/L, después de 2h en la celda, la concentración disminuyó a 3057 ± 278 mg/L. Posteriormente, fue vertida al HACP donde se continuo con el tratamiento, dando como resultado al día veintitrés de operación una concentración nula de urea. La DQO sufrió un aumento después de aplicar la OA, ya que pasó de un valor de 8830 ± 932 mg/L a 9740 ± 888 mg/L; esto puede ser debido a la generación de nuevas especies químicamente oxidables, no obstante, una vez dentro del HACP este valor disminuyó a 2940 ± 460 mg/L al día treinta de operación.

Para el caso del NO_3^- , la concentración inicial era de 103 ± 8 mg/L, pero durante los treinta días de operación mantuvo un crecimiento constante alcanzando un valor final de 4544 ± 389 mg/L; el cual es mayor comparado contra lo generado en el HASP. Los valores de OD 3.03 ± 0.9 mg/L al igual que el HASP se vieron favorecidos por el oxígeno suministrado a través de las raíces y a su vez por los aireadores. A la par, el pH 7.56 ± 0.14 dentro del HACP también fue regido por un sistema buffer con la diferencia de que la estabilización fue más rápida.

Finalmente, lo anterior demuestra que aplicar un pretratamiento electroquímico acelera la degradación de la urea generando otras especies susceptibles al proceso de nitrificación y en consecuencia facilita el posterior tratamiento dentro de un HA.

LISTA DE ABREVIATURAS

DQO	Demanda Química de Oxígeno
HA	Humedal Artificial
HAFS	Humedal Artificial de Flujo Superficial
HAFSS	Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial
HAFSSH	Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Horizontal
HAFSSV	Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial Vertical
NH₃	Amoniacó
NH₄⁺	Ión Amonio
NO₂⁻	Ión Nitrito
NO₃⁻	Ión Nitrato
pH	Potencial de Hidrógeno
SEPTOH	Sistema Experimental Para Tratamiento de Orina Humana
STD	Sólidos Totales Disueltos
CE	Conductividad Eléctrica
Ti/RuO₂	Óxido de Rutenio (IV) soportado en Titanio
OD	Oxígeno Disuelto
LMBE	Laboratorio de Microbiología Experimental
OA	Oxidación Anódica
POA	Procesos de Oxidación Avanzada
HASP	Humedal Artificial Sin Pretratamiento
HACP	Humedal Artificial Con Pretratamiento
DEN	Demanda Energía Neta
NaCl	Cloruro de Sodio
H₂CO₃	Ácido Carbónico
HCO₃⁻	Ión Bicarbonato
rHASP	Rapidez Humedal Artificial Sin Pretratamiento
rHACP	Rapidez Humedal Artificial con Pretratamiento

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1 INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso fundamental para el desarrollo socioeconómico, la generación de energía, la producción de alimentos, el equilibrio de los ecosistemas y hasta la supervivencia misma del hombre. Sin embargo, a medida que crece la población mundial, se genera una mayor preocupación por conciliar la demanda de este recurso que pueda satisfacer las necesidades básicas del hombre (Organización de las Naciones Unidas, 2015).

Otro inconveniente relacionado con la utilización del agua es el grado de contaminación, ya que si no tiene la calidad adecuada puede agravar el problema de la escasez (SEMARNAT, 2012). Por lo tanto, la calidad y cantidad del agua disponible son afectadas por el aumento en la contaminación proveniente de fuentes puntuales y no puntuales; tales como la industria y la agricultura respectivamente.

Asimismo, el efluente derivado de algún proceso, cuyas propiedades fisicoquímicas han sido modificadas por la intervención humana y que requieren de un tratamiento previo antes de ser vertidas a un cuerpo acuoso, se le denomina agua residual.

Dicho esto, es evidente el impacto que tiene el agua para el desarrollo y bienestar de la población, por consiguiente, es primordial lograr la conservación de los recursos hídricos y su adecuada gestión integral. De lo anterior, es indispensable encontrar una forma ambientalmente adecuada para su reutilización y que en términos de normatividad cumpla con lo establecido para el uso que se le requiera.

Hoy en día, diversos tipos de tratamientos son empleados para la remoción de contaminantes presentes en el agua y a su vez existen propuestas sustentables que dan respuesta a la problemática de calidad y disponibilidad. En la presente investigación, se plantea como una propuesta el aprovechamiento de la orina humana mediante su tratamiento.

La composición exacta de nutrientes de la orina humana varía con la dieta, en particular el contenido de nitrógeno, pues está relacionado con la cantidad de proteína. Generalmente, este residuo contiene un 95% de agua, 2% de sales minerales y 3% de urea y ácido úrico, de este último porcentaje, hay aproximadamente 20 g de urea por litro; el resto incluye nitrógeno, cloruros, fósforo, amonio, creatinina y ácido úrico.

La producción promedio de orina en humanos adultos es alrededor de 1.4 L de orina por persona al día y se da a través de 6 a 8 micciones en 24 horas dependiendo del estado de hidratación, nivel de actividad, factores ambientales, peso y salud del individuo (Rose *et al.*, 2015).

Dado que la orina posee una considerable cantidad de agua en su composición, es conveniente efectuar un tratamiento para lograr su reutilización. De ahí que, el presente trabajo se enfoque en el desarrollo de un sistema experimental para el tratamiento de orina humana (SEPTOH), principalmente del proceso depurativo de compuestos nitrogenados y carbonosos, el cual consiste esencialmente en un pretratamiento a la orina humana mediante oxidación anódica (OA) que facilite el posterior tratamiento en un humedal artificial (HA) con el fin de obtener un efluente reducido en contaminantes.

Para evaluar la eficiencia del SEPTOH, se hicieron determinaciones mediante técnicas analíticas para cuantificar la presencia y valorar el comportamiento tanto de los compuestos nitrogenados como los carbonosos a lo largo del tratamiento, así como la medición de ciertos parámetros de calidad de agua por medio de un medidor multiparamétrico; lo anterior fue con el fin de caracterizar a la orina.

El SEPTOH está conformado de dos etapas, la primera es someter la orina a un pretratamiento electroquímico mediante OA con el fin de acelerar el proceso de degradación de la molécula de la urea a formas nitrogenadas y carbonosas más sencillas de tratar dentro de un HA de flujo subsuperficial. Dentro del HA, que corresponde a la segunda etapa, se llevaran a cabo procesos de índole biológica como la amonificación y nitrificación; en este trabajo se limitó el ciclo del nitrógeno hasta la nitrificación. Del mismo modo, con el propósito de determinar los pros y contras del SEPTOH, se realizó una comparación entre un HA sin pretratamiento electroquímico (HASP) contra un HA con pretratamiento (HACP). Mediante la información obtenida de la experimentación, se determinó el orden de reacción y cinética de cada especie propuesta para una reacción consecutiva.

Por lo anterior, resulta interesante el desarrollo de un SEPTOH que permita remover compuestos nitrogenados y carbonosos, empleando un pretratamiento a la orina humana mediante oxidación anódica acoplado a humedal artificial. A continuación, se plantean los siguientes objetivos.

CAPÍTULO II

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

2.1 Hipótesis

Es posible obtener un mejor tratamiento de los contaminantes nitrogenados y carbonosos presentes en la orina empleando un pretratamiento electroquímico antes de incorporarla a humedal artificial.

2.2 Objetivo General

Desarrollar un sistema experimental basado en un pretratamiento electroquímico y un humedal artificial para el tratamiento de contaminantes nitrogenados y carbonosos presentes en la orina humana.

2.3 Objetivos Particulares

- Conformar el SEPTOH con base en una celda electrolítica acoplada a un humedal artificial alimentado con orina humana.
- Realizar el análisis del comportamiento depurador en el SEPTOH mediante determinación de parámetros fisicoquímicos.
- Efectuar el balance de materia nitrogenada y carbonosa presente en la orina humana incorporada al SEPTOH.

CAPÍTULO III

MARCO TEÓRICO

3 MARCO TEÓRICO

Este capítulo tiene como finalidad mostrar las bases que sustentan el presente trabajo. Asimismo, resulta una parte esencial al realizar una investigación, ya que contribuye al enriquecimiento de la información y a su vez brinda las herramientas necesarias para llevar a cabo el análisis y discusión de los resultados.

3.1 Contaminación del agua

No existe actividad humana con la que el agua no tenga relación y las problemáticas alrededor de ella son tan diversas como sus actores. En la actualidad, México presenta importantes dificultades respecto al tema del agua, entre estas se encuentran aspectos de infraestructura, financiamiento, distribución y contaminación, encontrándose hoy en día a expensas de una alta vulnerabilidad debido al cambio climático (CEMDA, 2006).

El crecimiento demográfico, la urbanización y actividades antropogénicas como lo son la agricultura y la industria, han aumentado significativamente el consumo del agua. En consecuencia, el incremento poblacional y la demanda de este recurso han ejercido una enorme presión sobre la actual infraestructura de abastecimiento y los servicios de saneamiento del agua (UN-Water, 2015).

El tratamiento de los contaminantes en el agua adquiere más importancia cuando se trata de asegurar su recolección, transporte y la adecuada disposición en los cuerpos receptores, en condiciones que no perjudiquen al medio ambiente y la salud de la población. El tema del agua, sin duda es un asunto estratégico y de seguridad nacional que se ha convertido en elemento central de las actuales políticas ambientales y económicas, así como un factor clave del desarrollo social (BID, 2013).

Dicho esto, el desarrollo del ser humano, el agua y los sistemas de saneamiento no pueden estar separados. Por lo tanto, es indispensable gestionar una forma ambientalmente adecuada para la reutilización del agua y que en términos de normatividad cumpla con lo establecido.

La calidad del agua está definida por su composición química y sus características físicas y biológicas, adquiridas a través de procesos naturales y antropogénicos que limitan o perjudican su uso. De esta forma, se puede identificar si el agua es idónea para usos determinados, como por ejemplo el consumo humano o el ambiente y en su caso, los eventuales procesos de depuración requeridos para la remoción de elementos indeseables o riesgosos (CONAGUA, 2017).

También, existen indicadores de contaminación en el agua, los cuales determinan el tipo de calidad, la cual se define en función de los valores de los parámetros físicos, químicos y biológicos (Oana, 2010). Posteriormente se cuantifica el grado de alteración de las cualidades naturales y se clasifica su uso para actividades determinadas (Castro *et al.*, 2014).

Los parámetros básicos como lo son: temperatura, conductividad, turbidez, pH y oxígeno disuelto, se pueden medir fácilmente. Asimismo, el contenido de nutrientes, sólidos disueltos, metales pesados, agentes patógenos y compuestos orgánicos ayudan a caracterizar la calidad del agua y a determinar los posibles impactos en la vida acuática y en seres humanos (Peters *et al.*, 2009). A continuación, se presenta en la Tabla 1 la descripción de éstos.

Tabla 1. Contaminantes presentes en el agua. (Metcalf & Eddy, 1996)

Contaminante	Descripción
Sólidos Suspendidos	Inducen el desarrollo de depósitos de lodo y condiciones anaerobias.
Compuestos Orgánicos Biodegradables	Causan degradación biológica, que incrementa la demanda de oxígeno en los cuerpos receptores y ocasiona condiciones sépticas.
Patógenos	Provocan enfermedades contagiosas transmisibles.
Nutrientes	El nitrógeno, fósforo y carbono en grandes cantidades en sistemas acuáticos provoca eutrofización acelerada.
Metales Pesados	Alta persistencia en el ambiente incrementa posibilidad de acumulación y toxicidad. Interfieren con el tratamiento y reúso del efluente.
Sólidos Inorgánicos Disueltos	Son potenciales degradadores del suelo, constituido principalmente por calcio, sodio y sulfato.

A medida que la sociedad es más compleja, las aguas residuales se tornan más difíciles de purificar y los sistemas actuales de manejo de desechos no están diseñados para enfrentar estos problemas de manera eficiente, por tanto, se requieren nuevos enfoques en el manejo de aguas residuales (Larsen & Gujer, 2001). Hoy en día, diversos tipos de tratamientos son empleados para la remoción de contaminantes presentes en el agua y a su vez existen propuestas sustentables que dan respuesta a la problemática de calidad y disponibilidad del agua.

3.2 Aprovechamiento de la orina

La separación de orina es una solución potencial a los problemas especificados anteriormente y se ha utilizado ampliamente en escala pequeña. La orina contiene la mayoría de los nutrientes en las aguas residuales domésticas y representa menos del uno por ciento del volumen total de aguas residuales (Maurer *et al.*, 2006).

La orina es el resultado de un proceso fisiológico conocido como la excreción, la cual es producida por los riñones. El agua, las sales y los productos finales del metabolismo se excretan con la orina. Normalmente es un fluido amarillo translúcido; el color depende de la presencia de varios pigmentos, principalmente los productos de la descomposición de la hemoglobina.

La gravedad específica de la orina es de 1.010 a 1.025 y el pH varía de 6 a 8.0, por otro lado, un adulto produce 1,200–1,600mL de orina diariamente, este volumen y la composición de la orina dependen de varios factores, incluida la naturaleza de la ingesta de líquidos de una persona, el tipo de alimento consumido, la temperatura del ambiente externo y los factores de estrés (McGraw-Hill Concise Encyclopedia of Bioscience, 2002).

El desarrollo de un método de tratamiento requiere el conocimiento sobre la concentración y el comportamiento de los principales compuestos de orina. La composición normal de la orina es de un 95% de agua, un 2% de sales (orgánicas e inorgánicas), un 3% aproximadamente de productos metabólicos orgánicos (urea, ácido úrico, creatinina) y pigmentos que le confieren su color amarillento característico (urocromo, urobilinógeno, protoporfirina) (Vinneras *et al.*, 2006; Jönsson & Vinneras, 2004).

Aproximadamente el 85% del nitrógeno en la orina fresca, se fija como urea y alrededor del 5% como nitrógeno amoniacal. El resto de los compuestos nitrogenados son principalmente creatinina, aminoácidos y ácido úrico. Después de la hidrólisis de la urea, el nitrógeno amoniacal representa el 90% del nitrógeno en la orina almacenada. La orina en personas sanas es bastante estable y apenas contiene microorganismos (Udert *et al.*, 2006).

En la Tabla 2 se presentan los parámetros comunes de la orina en un adulto promedio con sus respectivos valores de referencia.

Tabla 2. Valores de referencia para orina humana.

Parámetro	Valor Referencia	Fuente
DQO (mg/L)	6,000 – 10,000	(Olsson, 2017) (von Münch, 2009)
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	463 – 8,100	(Olsson, 2017) (von Münch, 2009)
Nitratos (mg/L)	100 - 425	(Radomski <i>et al.</i> , 1978)
Nitritos (mg/L)	0	(Burtis <i>et al.</i> , 2012)
Conductividad (mS/cm)	9.1 ± 5.5	(Burtis <i>et al.</i> , 2012) (Kavukcu <i>et al.</i> , 1998) (von Münch, 2009)
pH	6.0 - 8.0	(Olsson, 2017) (von Münch, 2009)
Urea (mg/mL)	7,700- 23,300	(NASA CR-1802, 1971) (Udert <i>et al.</i> , 2006)
Fósforo Total (mg/mL)	470 – 1,070	(NASA CR-1802, 1971)
Potasio (mg/mL)	750 – 2,610	(NASA CR-1802, 1971)
Sodio (mg/mL)	1,170 – 4,390	(NASA CR-1802, 1971)
Magnesio (mg/mL)	20 - 205	(NASA CR-1802, 1971)
Cloro (mg/mL)	1,870 – 8,400	(NASA CR-1802, 1971)
Calcio (mg/mL)	30 - 390	(NASA CR-1802, 1971)
Bicarbonato (mg/mL)	20 - 560	(NASA CR-1802, 1971)
Carbonato (mg/mL)	100 -150	(NASA CR-1802, 1971)

Durante la separación, almacenamiento y distribución, la orina está sujeta a varios procesos espontáneos que cambian la composición de la orina de manera significativa como la precipitación, la volatilización y la hidrólisis de la urea. Sin embargo, la orina posee una considerable cantidad de agua en su composición y puede ser recuperada mediante algún tratamiento, el cual dependerá del uso que se le pretenda dar.

Dicho lo anterior, para la realización de esta investigación se aprovechó algo considerado como un desecho; la orina humana. Dado a la disponibilidad como la composición de ésta, es que resulta conveniente su aprovechamiento mediante un tratamiento adecuado para lograr su reutilización.

De tal manera que, el sistema desarrollado y denominado SEPTOH, se enfoca en el tratamiento de los contaminantes nitrogenados y carbonosos presentes en la orina humana con el fin de lograr su aprovechamiento.

3.3 Procesos de oxidación avanzada

En la actualidad, se necesitan sistemas innovadores, económicos y con métodos efectivos para el tratamiento del agua, ya sea para consumo humano o con el fin de limpiar las aguas residuales de los efluentes industriales antes de ser descargadas a un sistema de abastecimiento (Mollah *et al.*, 2004).

Los procesos electroquímicos son una alternativa para el tratamiento de los contaminantes orgánicos debido a su versatilidad, operatividad, eficiencia y factibilidad económica. La eficiencia del proceso depende de diversos factores, principalmente del material del electrodo (Aquino & Andrade, 2009).

En particular las tecnologías electroquímicas como la electroflotación, electrocoagulación y electrooxidación ofrecen la posibilidad de ser distribuidas fácilmente y requieren una mínima cantidad de productos químicos (Mollah *et al.*, 2004).

Sin embargo, la electrooxidación, también llamada oxidación anódica (OA), sigue siendo el procedimiento electroquímico más popular entre los procesos de oxidación avanzada (POA) para eliminar y transformar los contaminantes orgánicos a especies químicas de naturaleza menos contaminante; muchos de los POA se basan esencialmente en el enfoque de la oxidación electroquímica (Blanco, 2012).

Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios en la estructura química de los contaminantes debido a que involucran la generación y uso de especies transitorias con un elevado poder oxidante como el radical hidroxilo (HO•). Este radical puede ser generado por varios medios y es altamente efectivo para la oxidación de materia orgánica, en especial aquella que no es biodegradable (Forero *et al.*, 2005).

Por su parte, son especialmente útiles como pretratamiento antes de un tratamiento biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación o como proceso de postratamiento de las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores. Estos procesos poseen una mayor factibilidad termodinámica y una velocidad de oxidación alta debido a la participación de radicales (Litter, 2005). En la Figura 1 se muestra una clasificación general de los POA.

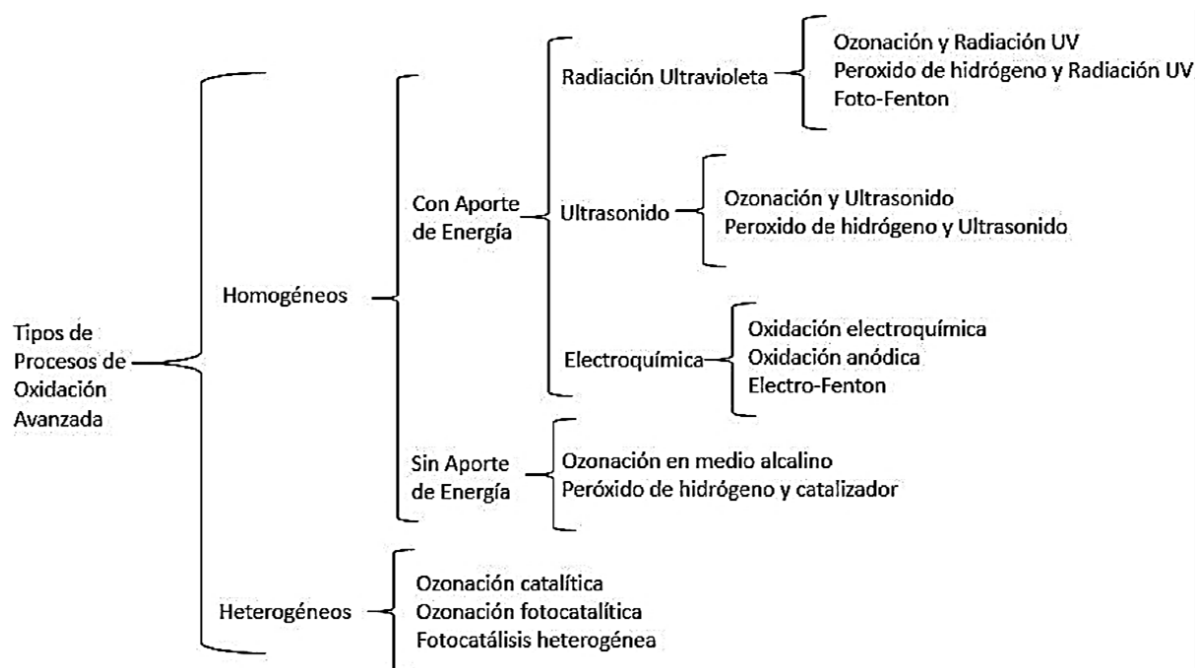


Figura 1. Clasificación de los POA (Osorio *et al.*, 2010).

El método más directo para la descomposición de la urea es emplear un método electroquímico, el cual consiste en un tratamiento anódico, por lo que la molécula se descompone durante la reacción de oxidación a causa de la sustracción de uno o más electrones de su estructura (Urbanczyk *et al.*, 2016).

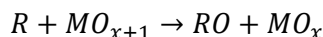
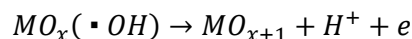
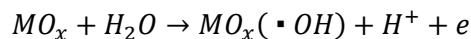
La OA implementa ánodos dimensionalmente estables (por sus siglas en inglés DSA), éstos poseen un recubrimiento activo capaz de catalizar la reacción electroquímica deseada. El recubrimiento consiste en un óxido de metal noble mientras que el soporte es generalmente un metal como niobio, tantalio, titanio o circonio (Platinum Metals Rev., 1991).

Los DSA se caracterizan por su alta eficiencia en la eliminación y transformación de los compuestos orgánicos, además de poseer la ventaja de ser utilizados en condiciones ácidas, neutras e incluso alcalinas (Baglio *et al.*, 2008). Durante el proceso de OA, los contaminantes pueden ser removidos mediante oxidación directa, en donde son adsorbidos sobre la superficie del ánodo y transformados a través del intercambio directo de electrones.

Por otro lado, la oxidación indirecta ocurre cuando los contaminantes no intercambian electrones directamente con la superficie del ánodo y en cambio son oxidados por acción de especies electroactivas generadas electroquímicamente que actúan como intermediarios para la transferencia de electrones entre el electrodo y los contaminantes orgánicos (Panizza & Cerisola, 2009).

Estos dos mecanismos son dependientes de la naturaleza del ánodo, ya que cuando los electrodos empleados son óxidos metálicos (MO_x) activos en este caso (IrO_2 , RuO_2 , etc.) cuya superficie interactúa fuertemente con los radicales hidroxilos ($\bullet OH$), puede conducir a la oxidación del ánodo dando lugar a un óxido metálico de mayor estado de oxidación (MO_{x+1}). Este óxido lleva a cabo la oxidación del compuesto orgánico (R). Por su parte, los electrodos inactivos no reaccionan con los radicales libres, por lo que, éstos últimos se hallan disponibles para atacar a las especies orgánicas (Murcio, 2018).

Reacción electroquímica ocurrida durante la OA para un electrodo activo Ti/RuO₂:



En este contexto, el material electródico es claramente un parámetro importante para la optimización de tales procesos. La efectividad del proceso de oxidación electroquímica aplicada a la materia orgánica depende esencialmente de la actividad electrocatalítica del material del electrodo que constituye el ánodo; por lo tanto, la selección adecuada del ánodo puede aumentar la eliminación de materia orgánica con una alta eficiencia (Zayas *et al.*, 2015).

3.4 Oxidación anódica de la urea

El mayor componente de la orina es agua, el resto está constituido por sales orgánicas e inorgánicas y productos metabólicos orgánicos. La urea (CO(NH₂)₂) es el principal producto terminal del metabolismo de las proteínas en el humano y en los demás mamíferos, gran parte de su estructura está conformada de nitrógeno y carbono que al degradarse lentamente generará ciertas especies contaminantes formadas principalmente de materia nitrogenada y carbonosa (Urbanczyk *et al.*, 2016).

Por consiguiente, la presente investigación toma como referencia a la molécula de urea, con el fin de dar seguimiento a sus derivados como lo son ciertos contaminantes nitrogenados y carbonosos. Ésta puede ser eliminada de soluciones acuosas mediante una variedad de métodos que difieren en términos de su naturaleza fisicoquímica e ingenio tecnológico.

Dicho lo anterior, se propone un pretratamiento electroquímico como lo es la OA, donde se promueva la oxidación de la urea a formas nitrogenadas y carbonosas más sencillas de tratar en un humedal artificial (Cid, 2014).

Al suministrar energía eléctrica entre un par de electrodos insertos en un líquido conductor se genera un cambio químico a consecuencia de una serie de reacciones químicas en las especies disueltas, de forma que en el ánodo se oxidan y en el cátodo se reduzcan (Consolider Tragua, 2010).

La información disponible sobre el mecanismo de la OA de urea no es lo suficientemente explícita, debido a que la descomposición electroquímica de la urea es un proceso complejo y depende de muchos factores.

La OA, es un método alternativo para tratar las aguas residuales generadas a partir de la producción de la urea y puede dar lugar a productos no tóxicos como: CO₂, N₂, H₂ (Simka *et al.*, 2006).

3.5 Conductividad eléctrica y la relación con los sólidos totales disueltos

La conductividad eléctrica (CE) es una medida de la capacidad de una sustancia para conducir una carga eléctrica, por tanto, influye en la eficiencia del proceso. Está directamente relacionada con la concentración de iones disueltos, generalmente medidos como sólidos totales disueltos (STD). El valor de la CE proporciona un valor aproximado para la concentración de los STD, es decir, están correlacionados entre sí. Ambos se utilizan con frecuencia como parámetros de calidad del agua (Rusydi, 2018).

3.6 Humedal Artificial

Actualmente, existen diversas alternativas para el tratamiento de contaminantes presentes en aguas residuales, una de ellas es el uso de tecnologías sustentables como los sistemas de fitodepuración, también denominados humedales artificiales (HA) (Díaz *et al.*, 2012).

Los HA son sistemas contruidos donde se reproducen las condiciones y mecanismos de eliminación propios de los humedales naturales, con el fin de lograr la depuración de contaminantes presentes en aguas residuales, mediante procesos físicos, químicos y biológicos (CENTA, 2016), (Figura 2). El uso de los HA resulta una opción altamente viable debido a los bajos costos de implementación respecto a las tecnologías convencionales, su facilidad de construcción y operación que como alternativa ofrecen, así como su armonía con el equilibrio de la naturaleza (Díaz *et al.*, 2012).

Los humedales tienen tres funciones básicas que les confieren atractivo potencial para el tratamiento del agua residual: fijan físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica, utilizan y transforman los elementos por medio de los microorganismos y logran niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento (Lara, 1999).

Un HA permite reducir la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo, por debajo de lo establecido por la normatividad vigente, mediante procesos de biotransformación y mineralización. Los HA fundamentan su funcionamiento en la actividad bioquímica de los microorganismos; el aporte de oxígeno proveniente del componente vegetal y su interacción con el material de empaque. El cual funciona como soporte tanto para los microorganismos como para el componente vegetal, además de funcionar como material filtrante (Luna & Aburto, 2014).

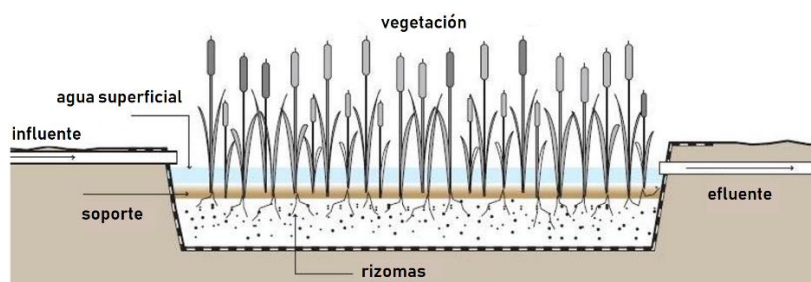


Figura 2. Representación de un HA (Tilley *et al.*, 2014).

La biodegradación es posible debido a que el medio de soporte proporciona una gran área de contacto entre el agua y los microorganismos, mientras que la vegetación permite las condiciones aerobias necesarias para llevar a cabo la transformación de los compuestos nitrogenados y carbonosos (Lin *et al.*, 2001). Estos sistemas de tratamiento biológico remueven compuestos de carbono y sólidos suspendidos con eficiencias comúnmente superiores al 80% (Kadlec, 2008).

Algunas especies formadas a lo largo del tratamiento como nitrato, amonio y fosfato son tomadas fácilmente por las plantas. La velocidad de remoción de contaminante por las plantas varía ampliamente, ya que depende de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en su tejido (Díaz *et al.*, 2012).

3.7 Elementos de un humedal artificial

Los HA deben proyectarse teniendo en cuenta un correcto diseño para su adecuado funcionamiento, por ende, es indispensable conocer los principales elementos que constituyen un HA al momento de ejecutar el diseño y la construcción del mismo. Un HA está constituido principalmente por cuatro elementos:

- 1) Agua a tratar
- 2) Sustrato o Medio de Soporte
- 3) Vegetación
- 4) Microorganismos

3.7.1 Agua a tratar

Es la fase móvil dentro del humedal y está constituida por componentes físicos, químicos y biológicos; siendo una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos suspendidos o disueltos (Andreo, 2014). Puede ser de procedencia doméstica, industrial o una mezcla e incluso drenajes procedentes de eventos de precipitación pluvial. Es importante la implementación de un pretratamiento para eliminar partículas macroscópicas y sedimentables, así como grasas y aceites antes de que el influente entre al sistema (Alarcón *et al.*, 2018). Para fines de este trabajo, el influente a tratar fue orina humana con un cierto porcentaje de dilución.

3.7.2 Medio de soporte

Se refiere al material de empaque o medio filtrante colocado en el lecho del humedal, permite la retención de partículas sólidas no removidas en tratamientos previos mediante los fenómenos de adsorción y precipitación. En colaboración de las plantas y microorganismos efectúan la remoción de los contaminantes presentes en el influente mediante interacciones físicas, químicas y biológicas (Vymazal, 2009). Asimismo, cumple la función de fungir como soporte para las plantas y el desarrollo del ecosistema, que permitirá la formación de la biopelícula.

La biopelícula se hace proliferar en el medio de soporte y está conformada de microorganismos que toman del aire el oxígeno que requieren para accionar y degradar la materia orgánica del agua (Cough, 1996). Dicha interacción, permite la transformación microbiana del nitrógeno amoniacal a nitratos, los cuales a su vez son incorporados para su desarrollo por las plantas vasculares (Lin *et al.*, 2001).

La permeabilidad, el flujo del agua y la porosidad del medio favorece la transferencia de oxígeno, por ello, el sustrato seleccionado deberá tener una estructura estable para proporcionar una conductividad hidráulica y velocidad de infiltración óptima (Tanner *et al.*, 1995). Se debe considerar que, el medio de soporte se elige de acuerdo con la disponibilidad, costo y sus características fisicoquímicas, así como de los objetivos del HA a diseñar (Dordio *et al.*, 2007), (Tabla 3).

Tabla 3. Características de materiales empleados en HA (Delgadillo, 2010).

Tipo de material	Tamaño efectivo D₁₀ (mm)	Porosidad (%)	Conductividad hidráulica (m³/m²/d)
Arena gruesa	2	28-32	100-1,000
Arena gravosa	8	30-35	500-5,000
Grava fina	16	35-38	1,000-10,000
Grava media	32	36-40	10,000-50,000
Grava gruesa	128	38-45	50,000-250,000

3.7.3 Vegetación

La vegetación cumple una función fundamental en los HA, ya que lleva a cabo algunas de las funciones de depuración del influente a tratar mediante procesos de absorción de nutrientes, fijación de compuestos nitrogenados y fosforados, evotranspiración, retención de partículas y aporta oxígeno al agua e inclusive provee una gran área superficial para la adhesión de microorganismos (Kadlec & Wallace, 2009; Hsua *et al.*, 2011).

El oxígeno liberado por medio de las raíces y rizomas promueve la formación de regiones aerobias donde es utilizado por los microorganismos para la biodegradación de materia orgánica y el proceso de nitrificación (Delgadillo *et al.*, 2010).

Del mismo modo, las plantas estabilizan el material de soporte impidiendo que se azolve y atenúan la penetración de la luz solar en la superficie del lecho reduciendo el crecimiento de vegetación indeseable. Otra función es la eliminación parcial de malos olores y a su vez proporciona un aspecto agradable a la vista (Green & Upton, 1995).

Las especies comúnmente empleadas en los HA son las especies vegetales: *Phragmites australis* y *Typha angustifolia*, ambas se caracterizan debido a su capacidad para asimilar el nitrógeno del agua mediante absorción directa y la transformación mediante proceso de nitrificación (Otto *et al.*, 1999). También se encuentran especies como: *Cyperus papyrus*, *Juncus spp.*, *Carex spp.*, y *Scirpus* (Kadlec & Wallace, 2009).

Para la presente investigación se emplearon las especies *Phragmites australis* y *Cyperus papyrus* como componente vegetal. La primera es comúnmente llamada carrizo, y resulta ser una planta perenne perteneciente a la familia de las poáceas, posee un rizoma largo y leñoso que se desarrolla sobre el terreno en busca de agua.

Asimismo, la segunda especie es conocida como papiro y pertenece a la familia de las ciperáceas, se distingue por ser perenne con rizomas horizontales cortos y gruesos y un extenso aparato radicular que suministra el oxígeno hacia las partes sumergidas.

La clasificación de la vegetación en los HA se realiza considerando sus hábitos de crecimiento con respecto al agua y no con base a su clasificación taxonómica, para ello se emplea el término hidrófitas, las cuales comprenden las plantas macrófitas vasculares que presentan tejidos fácilmente visibles (Kadlec & Wallace, 2009).

Bajo estos términos, la Tabla 4 presenta la clasificación de la vegetación en los HA, mientras que en la Figura 3 se muestra la representación gráfica de la misma.

Tabla 4. Clasificación de la vegetación empleada en un HA (Aburto, 2011).

Tipo de Hidrófitas	Descripción
Enraizadas emergentes	Habitan en suelos anegados permanentes o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos.
Libre flotación	Presentan formas muy diversas, desde plantas de gran tamaño con roseta de hojas aéreas y/o flotantes; cuentan con raíces sumergidas bien desarrolladas. Son pequeñas plantas que flotan en la superficie, con muy pocas raíces o ninguna. Los órganos reproductores son flotantes o aéreos, raramente sumergidos.
Enraizadas hojas flotantes	Son principalmente angiospermas; se ubican sobre suelos anegados; los órganos reproductores son flotantes o aéreos.
Enraizadas sumergidas	Comprenden algunos helechos, numerosos musgos, carófitas y numerosas angiospermas. Se encuentran en toda la zona fótica; los órganos reproductores son aéreos, flotantes o sumergidos.

- 1: Hidrófitas enraizadas emergentes
- 2: Hidrófitas libre flotación
- 3: Hidrófitas enraizadas hojas flotantes
- 4: Hidrófitas enraizadas sumergidas

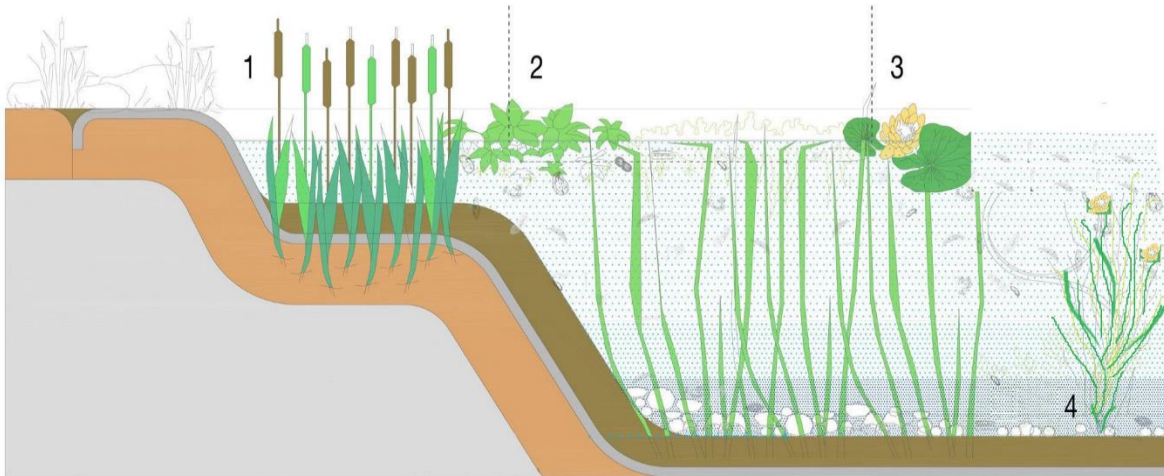


Figura 3. Representación de los distintos tipos de hidrófitas (Ecoducto, 2019).

3.7.4 Microorganismos

Los microorganismos forman una biopelícula alrededor del material de soporte y son los responsables de llevar a cabo la degradación biológica de la materia orgánica, es decir llevan a cabo la transformación y remoción de los contaminantes dentro del HA (Luna & Aburto, 2014). Los mecanismos depurativos más comunes son la descomposición de compuestos carbonosos, amonificación, nitrificación, desnitrificación y desfosfatación (Wood, 1995; Delgadillo *et al.*, 2010).

Los microorganismos se encargan de realizar el tratamiento biológico. En la zona donde predomine el oxígeno proveniente de las raíces y la atmósfera se desarrollarán colonias de microorganismos aerobios, mientras que en el resto del lecho granular, donde la concentración de oxígeno sea inferior predominarán los microorganismos anaerobios. Los microorganismos aerobios utilizan el oxígeno disponible para producir diversas reacciones de degradación de materia orgánica, la eliminación de nutrientes y la nitrificación (Arias, 2004).

El pH es un parámetro importante para garantizar la existencia de bacterias nitrificantes en el medio, ya que son sensibles a valores de pH por debajo de 7, por consiguiente, de no cumplir con los valores de pH y OD adecuados será evidente la poca actividad nitrificante.

Los principales microorganismos presentes en la biopelícula de los humedales son: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono y diversos nutrientes. Asimismo, la actividad microbiana tiene la función de transformar un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas (Lara, 1999).

3.8 Clasificación de los HA

Se han desarrollado numerosas variaciones de diseño para los diversos mecanismos de eliminación de contaminantes que ocurren dentro de un HA. Estos diseños se pueden clasificar principalmente en función de dos factores físicos: la hidrología y las características de la vegetación. Asimismo, existe una variedad de terminologías empleadas en la clasificación de los HA (Fonder & Headley, 2013).

En la Figura 4, se presenta una clasificación más general de los HA propuesta por Kadlec y Wallace de acuerdo al flujo y al tipo de vegetación.

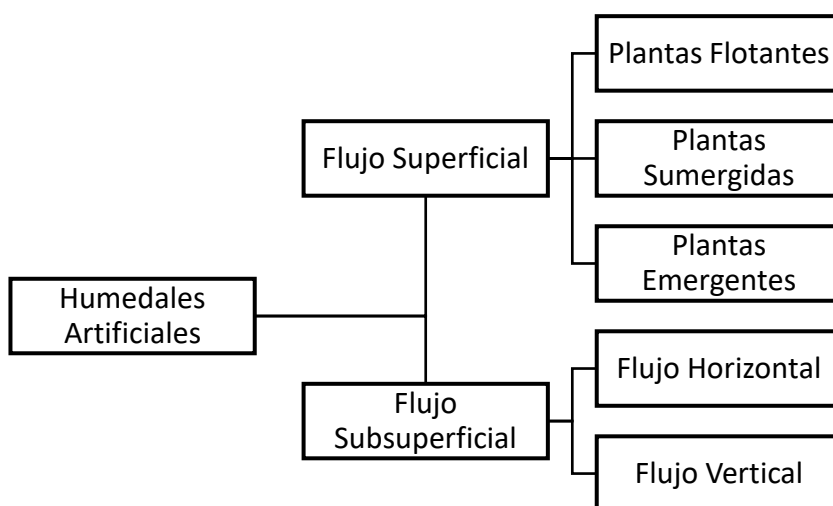


Figura 4. Clasificación de los HA (Kadlec & Wallace, 2009).

3.8.1 Humedal Artificial Flujo Superficial (HAFS)

Se caracteriza debido a que el influente a tratar está directamente expuesto a la atmósfera, construido sobre un terreno con algún tipo de confinamiento que evite filtraciones y con un nivel de profundidad relativamente bajo entre 0.1 y 0.6 m. El nivel de agua está por arriba de la superficie del suelo y la vegetación emerge por encima de la superficie del agua (Delgadillo *et al.*, 2010). La vegetación en estos sistemas puede estar flotando sobre la superficie del agua, extendiendo sus raíces desde la entrada hasta la salida de la descarga o bien con poca o ninguna raíz (Cervantes, 2018).

Las variables características de este sistema son principalmente la profundidad del agua y el flujo laminar de operación producido en el sistema que proporciona una remoción efectiva de los sólidos suspendidos totales (Figura 5).

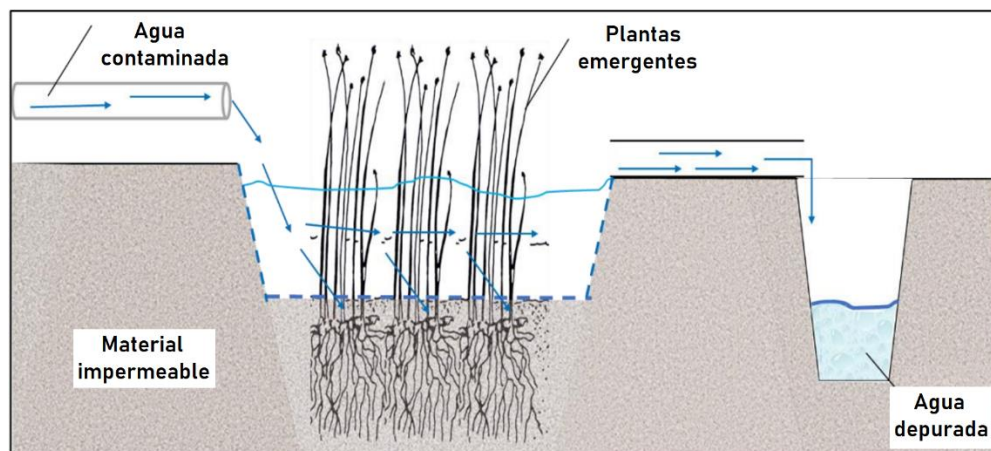


Figura 5. Esquema de un HAFS (Alarcón *et al.*, 2018).

3.8.2 Humedal Artificial Flujo Subsuperficial (HAFSS)

Se caracteriza porque la circulación del agua se realiza a través del medio poroso, con una profundidad de agua alrededor de los 0.6 m. La vegetación se planta entre el medio granular, donde el influente está en contacto con los rizomas y raíces de las plantas (Delgadillo *et al.*, 2010). El diseño consiste en un lecho de material de soporte y vegetación que crecerá en dicho material; la grava y arena son comúnmente empleados, sin embargo, existen otros materiales que también funcionan de manera adecuada (Cervantes, 2018).

Los HAFSS pueden ser de dos tipos en función del influente:

- a) Humedales de flujo subsuperficial horizontal. (HAFSSH)
- b) Humedales de flujo subsuperficial vertical. (HAFSSV)

En los humedales artificiales del tipo subsuperficial horizontal, el influente circula horizontalmente a través del medio poroso al ser vertida de manera continua en la parte superior de un extremo y el efluente es recolectado por un tubo de salida o drenaje ubicado en la parte inferior. De modo que, se ven favorecidas las condiciones anaerobias al mantener el nivel del influente a tratar por debajo del sustrato (Brix, 2003; Delgadillo *et al.*, 2010), (Figura 6).

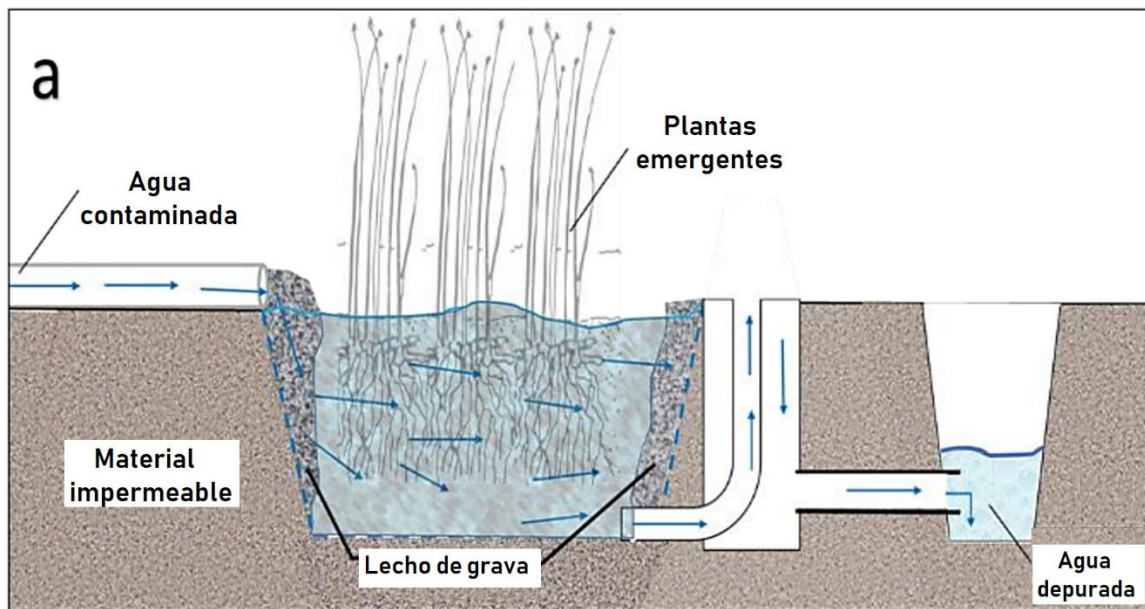


Figura 6. Esquema de un HAFSSH (Alarcón *et al.*, 2018).

A su vez, en los humedales artificiales del tipo subsuperficial vertical, el influente circula verticalmente a través del medio poroso. Al ser vertida de manera intermitente, el lecho no se satura totalmente, permitiendo la percolación a través del medio y favoreciendo la aireación para generar condiciones aerobias (Delgadillo *et al.*, 2010), (Figura 7).

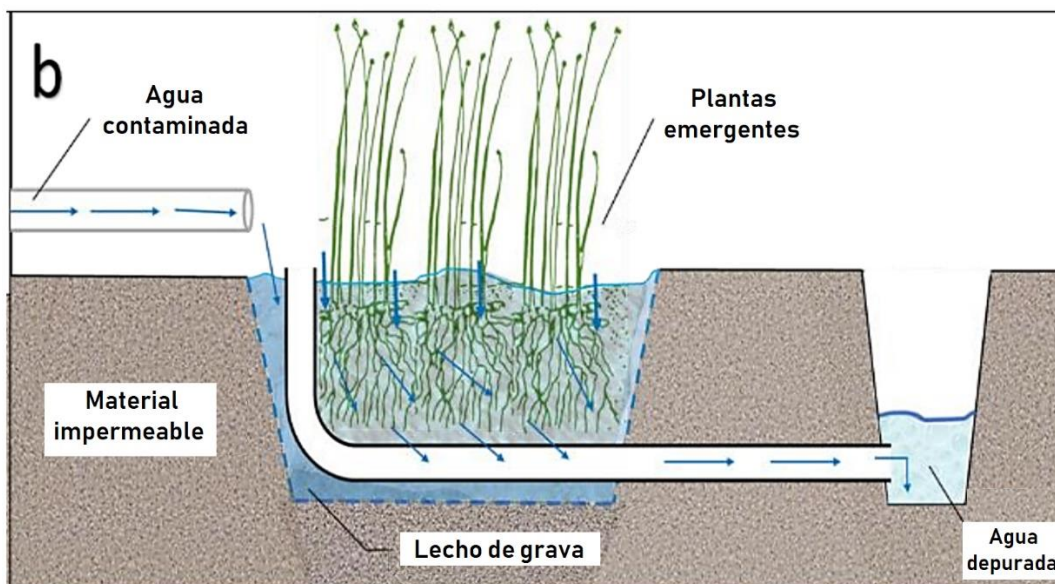


Figura 7. Esquema de un HAFSSV (Alarcón *et al.*, 2018).

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical tienen la ventaja de nitrificar, es decir, promueven la reacción del nitrógeno amoniacal para la formación de nitritos y nitratos. Estos sistemas reproducen la dinámica de los humedales naturales, los cuales combinan procesos físicos, químicos y biológicos en un medio diseñado, construido y controlado por el hombre (Alarcón *et al.*, 2018).

3.9 Remoción de contaminantes en un humedal artificial

Es ampliamente utilizado y recomendable la implementación de un tratamiento preliminar al influente de cualquier tipo de HA. Este tratamiento tiene por objeto reducir la concentración de los compuestos orgánicos difícilmente degradables, así como de sólidos que tenderían a acumularse en la zona de entrada del humedal y producirían atascamientos, malos olores y efectos negativos sobre la vegetación de esta zona (Andreo, 2014).

La depuración de los contaminantes presentes en el influente de un humedal artificial se realiza mediante procesos de tipo físico, químico y biológico; éstos pueden efectuarse simultáneamente o de manera secuenciada. Los mecanismos predominantes y su secuencia de reacción dependen de los parámetros externos del agua de entrada al sistema, las interacciones internas y las características del humedal.

Los humedales artificiales poseen una eficiencia comprobada de remoción para distintos tipos de contaminantes, como por ejemplo microorganismos patógenos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos, metales pesados, entre otros. A continuación, en la Tabla 5 se presentan los mecanismos de remoción que ocurren en un HA para los diferentes tipos de contaminantes antes mencionados; posteriormente se explica cada uno.

Tabla 5. Principales mecanismos de remoción en los HA (Mena-Sanz, 2008).

Contaminante	Mecanismos de remoción
Materia orgánica	<ul style="list-style-type: none"> • Degradación microbiológica aerobia • Degradación microbiológica anaerobia
Compuestos nitrogenados	<ul style="list-style-type: none"> • Amonificación • Nitrificación • Desnitrificación • Asimilación • Volatilización nitrógeno amoniacal
Compuestos fosforados	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorción • Asimilación
Microorganismos patógenos	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentación • Muerte natural • Filtración • Radiación UV
Sólidos suspendidos	<ul style="list-style-type: none"> • Filtración • Sedimentación
Metales	<ul style="list-style-type: none"> • Intercambio iónico • Asimilación

3.10 Materia orgánica

Referida como una fuente de compuestos carbonosos, derivada de restos de organismos, ya sea de plantas, animales y sus productos de desecho. Cuya estructura básica se crea a partir de celulosa, tanino, cutina y lignina, junto con otras diversas proteínas, lípidos y carbohidratos (Sejian *et al.*, 2015).

Las transformaciones que tienen lugar en los humedales construidos para eliminar o transformar la materia orgánica están relacionadas con procesos físicos, químicos y aquellos relacionados con la actividad biológica. La clasificación para su remoción se explica de la siguiente manera:

a) Procesos físicos

Las superficies sólidas más comunes en los humedales construidos incluirán material vegetal caído y detritus tanto en la superficie como en el fondo del sistema. La depuración en cuanto a materia orgánica se puede aludir principalmente a los procesos físicos, tales como: filtración, sedimentación y adsorción; procesos en los cuales interviene el medio filtrante (Vymazal, 2009).

b) Procesos biológicos

La materia orgánica soluble será transformada por la biopelícula presente en el material de soporte, donde los microorganismos consumirán la materia inorgánica, además de orgánica, ya que sirve como fuente de energía para la síntesis de nueva biomasa, permitiéndoles de ese modo sostener la vida y reproducirse (Andreo, 2014).

La parte soluble de la materia orgánica puede ser descompuesta de forma aerobia y anaerobia. La degradación aerobia se da gracias a los organismos heterótrofos y autótrofos (Díaz, 2018). La remoción aerobia de materia orgánica (glucosa, proteínas y lípidos) requiere un gran suministro de oxígeno, la transferencia de oxígeno hacia la zona radicular por parte de estas plantas acuáticas es un requisito imprescindible para que la eliminación microbiana de algunos contaminantes se realice con eficacia, además de estimular la degradación de materia orgánica y el crecimiento de bacterias nitrificantes (Fernández, 2005).

3.11 Compuestos nitrogenados

En un HA, las formas de nitrógeno de mayor interés en orden decreciente de acuerdo con su estado de oxidación son: nitrato, nitrito, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. La remoción del nitrógeno es de gran importancia ya que afecta la concentración de oxígeno disuelto, además de que contribuye a la aparición del fenómeno de eutrofización (Andreo, 2014).

Los principales mecanismos de transformación de compuestos nitrogenados en los HA incluyen la amonificación, nitrificación, desnitrificación, captación por parte de las plantas y la volatilización del nitrógeno amoniacal hacia la atmósfera (Gerke *et al.*, 2001). Para la eliminación del amonio se requieren condiciones aeróbicas y para nitrato anaerobias (Faulwetter *et al.*, 2009).

Por lo tanto, es importante destacar que el principal factor para llevar a cabo la nitrificación es la disponibilidad suficiente de oxígeno en el medio para que los microorganismos realicen la metabolización (Kadlec, 2008). Los tres principales fenómenos que permiten el transporte de oxígeno al medio de soporte son la convección, la difusión y el aporte por medio de las raíces y rizomas de las plantas (Arheimer & Wittgren, 2002).

En la Figura 8 se presentan las formas más comunes del nitrógeno:

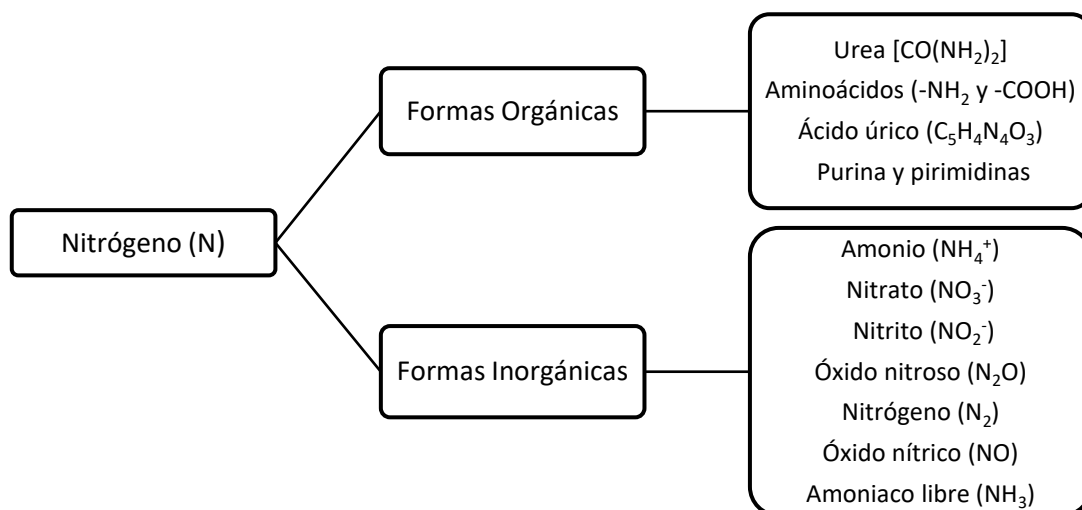


Figura 8. Formas orgánicas e inorgánicas del nitrógeno (Díaz, 2018).

El ciclo del nitrógeno se divide principalmente en las siguientes etapas: amonificación, nitrificación y desnitrificación (Hayatsu, *et al.*, 2008), procesos que son mediados en su mayoría por los microorganismos presentes en el suelo.

3.11.1 Amonificación

Transformación biológica del nitrógeno orgánico generado a partir de la descomposición de materiales orgánicos complejos tales como proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos y nucleótidos, el cual es metabolizado y transformado por acción de microorganismos en condiciones aerobias y anaerobias a nitrógeno amoniacal (Vymazal, 2007).

En esencia, durante la amonificación se efectúa la conversión de los compuestos nitrogenados orgánicos que en la materia viva aparecen principalmente como grupos amino (-NH₂) o imino (-NH-) a iones amonio (NH₄⁺) y amoniaco (NH₃) (Strock, 2008). Este proceso se lleva a cabo de mejor forma en las regiones donde hay una mayor presencia de oxígeno, también depende de la temperatura, el pH, el contenido de nutrientes y las condiciones del sustrato (Díaz, 2018).

Un ejemplo es la urea excretada a través de la orina, donde los microorganismos del suelo la metabolizan, produciendo ureasa para transformar la urea en amoníaco. Esto es parte del ciclo del nitrógeno, el proceso por el cual el nitrógeno de las proteínas y otros compuestos se recicla constantemente (Lorenc, 2008).

3.11.2 Nitrificación

La nitrificación es el proceso de oxidación biológica del amonio a nitritos (NO₂⁻) y nitratos (NO₃⁻). Ésta resulta de la acción secuencial de bacterias nitrificantes encargadas de realizar esta actividad (las nitrosomonas y las nitrobacter) mediante dos etapas. En la primera, el amonio (NH₄⁺) es oxidado a nitritos (NO₂⁻) por efecto de las nitrosomonas, mientras que en la segunda etapa el NO₂⁻ es convertido a nitratos (NO₃⁻) por la oxidación de las nitrobacter. Estas bacterias son abundantes y participan en el ciclo del nitrógeno en la naturaleza.

Un factor fundamental en la nitrificación es la cantidad de oxígeno disuelto (OD) en el lecho. En los HAFSSH, la concentración de OD es normalmente baja, por lo que la actividad nitrificante disminuye y se hace más lenta. Se considera que los HAFSSV facilitan la oxigenación del medio, a consecuencia de la irrigación al lecho, en donde el influente se encuentra en contacto con el oxígeno atmosférico. (Segura, 2014).

En cuanto el efecto de la temperatura, la nitrificación se ve altamente limitada cuando existen valores menores a los 10°C (Randall & Buth, 1984). Por su parte, el pH, tiene un óptimo entre 7.0 y 8.5 (Antonίου *et al.*, 1990).

3.11.3 Desnitrificación

Es la última etapa del proceso de transformación del nitrógeno, donde se lleva a cabo la reducción biológica del nitrato (NO_3^-) a nitrógeno molecular (N_2) por acción de bacterias heterótrofas facultativas; ésta ocurre una vez que gran parte del nitrógeno pasa por el proceso de nitrificación.

Las bacterias heterótrofas necesitan una fuente de carbono como alimento para vivir, las anaerobias facultativas en cambio utilizan compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones, por ejemplo, nitratos, carbonatos o sulfatos, dando lugar a compuestos reducidos del tipo de óxidos de nitrógeno, nitrógeno, azufre, tiosulfato (Curt, 2005).

En este proceso las bacterias heterótrofas facultativas (*Achromobacter*, *Aereobacter*, *Alcaligenes* y *Pseudomonas*, entre otras) separan el nitrato (NO_3^-) para capturar el oxígeno (O_2), el nitrato se reduce a óxido nitroso (N_2O) y, a su vez, a nitrógeno molecular (N_2). Dado que el nitrógeno molecular tiene baja solubilidad en agua, se volatiliza a la atmósfera como burbujas de gas, éste es el componente principal del aire, por lo tanto, su liberación no causa ningún problema ambiental.

La desnitrificación ocurre en condiciones anaerobias, cuando la concentración de oxígeno disuelto es inferior a 0.5 mg / L y en consecuencia el nitrato se convierte en la fuente primaria de oxígeno para los microorganismos. Cabe recalcar que dicho proceso puede verse afectado por la disponibilidad de carbón orgánico y nitrato, el oxígeno disuelto, la humedad, el pH (intervalo 7-8), y la temperatura (superiores a los 5°C).

La Figura 9 resume los procesos de transformación/remoción del nitrógeno y la interacción entre ellos.

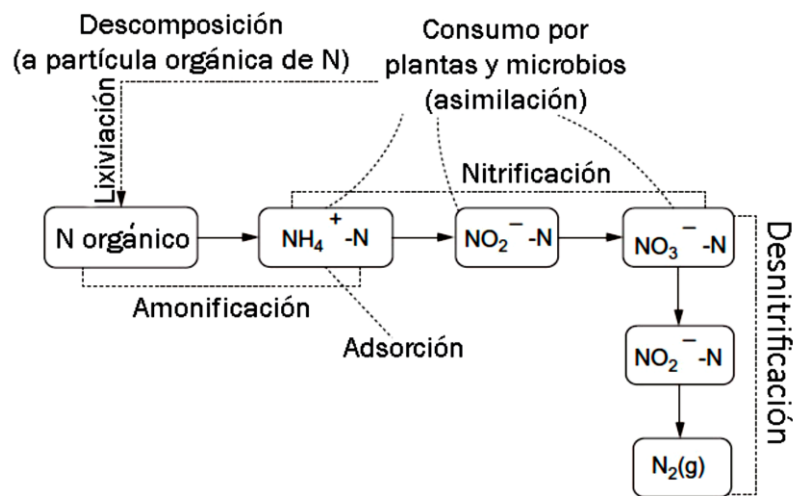


Figura 9. Procesos de transformación y remoción del nitrógeno (Díaz, 2018).

Todas las especies nitrogenadas mencionadas anteriormente forman parte del ciclo del nitrógeno debido a que están interrelacionadas bioquímicamente (Curt, 2005). En el presente trabajo, se abordó solamente hasta la etapa de nitrificación, dado que llevar a cabo el ciclo completo dentro del SEPTOH implicaba destinar aún más tiempo para habilitar una operación unitaria adicional a condiciones anaerobias y así promover el proceso de desnitrificación.

3.12 Compuestos fosforados

El fósforo, al igual que el nitrógeno, contribuye a la generación del fenómeno de eutrofización en los cuerpos de agua receptores, razón por la cual la remoción de este contaminante es importante. Las formas orgánicas e inorgánicas en las cuales puede presentarse el fósforo en el agua residual suelen ser: formas inorgánicas como los ortofosfatos libres, polifosfatos y formas orgánicas como los fosfolípidos, ácidos nucleicos, y azúcares fosforilados. Los principales procesos de remoción y/o transformación del fósforo que se dan en los humedales artificiales son: la adsorción, asimilación por plantas y la mineralización por acción de los microorganismos.

3.13 Sólidos suspendidos

Pequeñas partículas de contaminantes sólidos insolubles que flotan en la superficie o están suspendidos en aguas residuales u otros líquidos. Resisten la remoción por medios convencionales. Las aguas residuales o el influente que llega a los HA pueden contener cantidades importantes de sólidos en suspensión de diferente tamaño y un alto contenido en materia orgánica. Los principales mecanismos físicos que intervienen en la evolución de sólidos en suspensión son sedimentación, floculación, filtración e intercepción (Curt, 2005). Particularmente, la remoción de los sólidos suspendidos para un HA de flujo subsuperficial se lleva solamente a través de la filtración e intercepción. Consecuentemente, la remoción es mucho mayor en este tipo de humedales debido al contacto del agua con el sustrato y el sistema de raíces. Lo anterior presenta dos ventajas principales: primero, el efecto de filtro que supone el sustrato al hacer que el agua fluya a través de él y no por encima; y segundo, el tiempo de contacto que tiene el agua con el sustrato, lo cual da mayor oportunidad de adhesión y filtración.

No obstante, hay una desventaja a considerar que es el atascamiento, lo cual puede llegar a solucionarse con un buen mantenimiento o la aplicación de un mayor tratamiento anterior al humedal.

3.14 Otros mecanismos de remoción

3.14.1 Asimilación por plantas

La presencia de hidrófitas en los HA es esencial para la eliminación del nitrógeno, donde es asimilado como parte de su metabolismo. Los HA con vegetación han demostrado mayor tasa de eliminación de nitrógeno y materia orgánica, lo que demuestra la influencia de las hidrófitas para la depuración del agua. La asimilación del nitrógeno por las plantas difiere según la configuración del sistema, las tasas de carga, tipos de agua residual y las condiciones medioambientales. La contribución de las plantas a la eliminación de nitrógeno se ha reportado en el rango de 0.5 – 40 % del total del nitrógeno eliminado (Andreo, 2014; Drizo et al., 1997).

3.14.2 Adsorción

El fenómeno de adsorción de nitrógeno en los HA se rige por fenómenos de intercambio catiónico entre los componentes del sustrato y los iones NH_4^+ del agua (Bayley *et al.*, 2003). Cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo para retener en sus sitios de carga negativa al NH_4^+ producido por la hidrólisis de la urea y en consecuencia menor será la volatilización del NH_3 . Entre los materiales comunes se encuentra la zeolita, grava, escorias de alto horno y de carbón artificial quemado, pizarra; entre otros.

3.14.3 Volatilización del amoníaco

Es un proceso de eliminación física, donde el gas amoníaco volátil es eliminado a través de una transferencia de masa desde el agua a la atmósfera; este proceso es dependiente del pH (Bialowiec *et al.*, 2011). La disociación de NH_4^+ a NH_3 se produce a partir de valores mayores a pH 8, la especie NH_4^+ prevalece hasta valores de pH inferiores a 9.25, valores superiores a éste favorecen el predominio de NH_3 sobre el NH_4^+ ; de esta forma la remoción de N se lleva a cabo mediante la volatilización de NH_3 (Beltrán *et al.*, 2017). La temperatura es otro factor responsable de la volatilización, a mayor temperatura más rápido es el cambio de NH_3 disuelto a NH_3 en la atmósfera (Chevallier & Toribio, 2006).

3.15 Consideraciones generales en un HA

Finalmente, es importante considerar en este tipo de sistemas el tiempo de estabilización y arranque, ya que puede tomar cerca de seis meses a un año dependiendo de ciertos factores, por ejemplo: la adaptación del componente vegetal, la rapidez de formación de la biopelícula. Asimismo, las interacciones entre el material de soporte, los microorganismos y el componente vegetal deberán estar bien establecidas.

La adaptación por parte del componente vegetal al soporte puede demorar entre quince y treinta días, cumplido este tiempo, se comienza a desarrollar mejor la planta y posteriormente se considera lista para desempeñar varias funciones en el proceso de depuración.

Por otro lado, los microorganismos requieren un mayor tiempo para lograr las condiciones adecuadas para la formación de la biopelícula, ya que resulta fundamental para llevar a cabo la remoción de los contaminantes presentes en el influente. El intervalo de tiempo recomendado para la generación de la biopelícula en sistemas de HA varía dependiendo el autor, pero en una gran mayoría refieren que un periodo adecuado se comprende entre 60 y 90 días de operación (Segura, 2014).

CAPÍTULO IV

METODOLOGÍA

4 METODOLOGÍA

En este capítulo se describe detalladamente el desarrollo experimental implementado que permitió comprobar la efectividad del sistema, a su vez, se incluye la estrategia de trabajo empleada para la realización de este proyecto. Asimismo, todo el trabajo experimental fue ejecutado en el Laboratorio de Microbiología Experimental del Departamento de Biología de la Facultad de Química de la UNAM, donde se implementó la metodología mostrada a continuación (Figura 10):

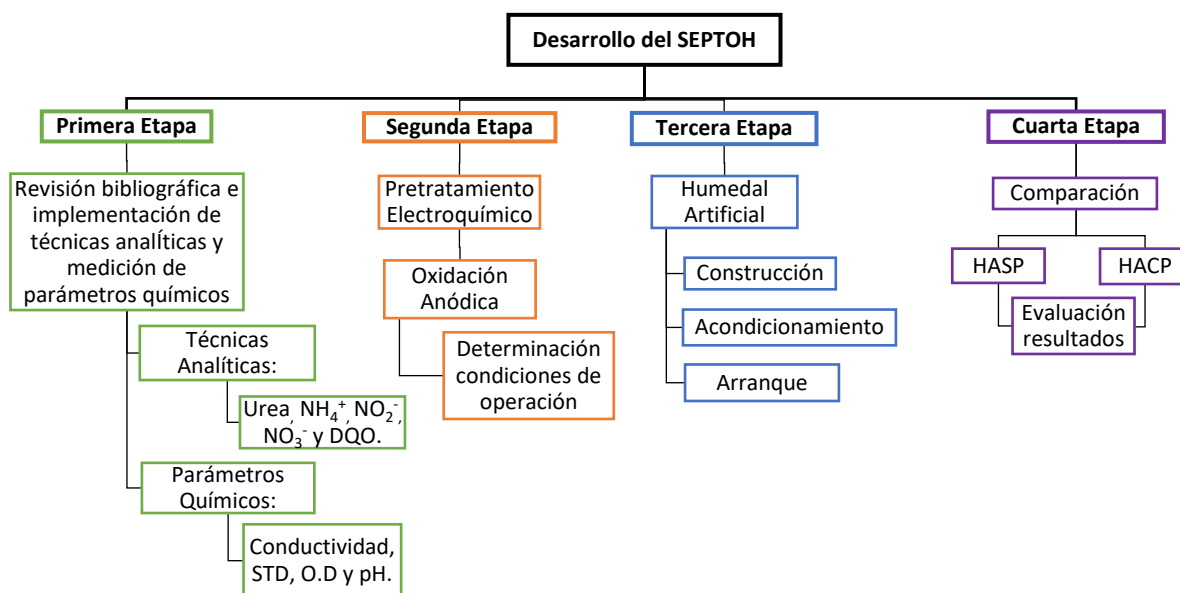


Figura 10. Estrategia de trabajo

Uno de los objetivos planteados al inicio, es darle seguimiento a los compuestos nitrogenados y carbonosos presentes en el líquido adicionado al sistema experimental. Para tal efecto, se implementaron técnicas analíticas para la determinación de nitritos, nitratos, urea, amonio y DQO; éstas permitieron la caracterización de la orina, además de cuantificar los cambios ocurridos en la composición química por acción de las distintas etapas de tratamiento del SEPTOH.

4.1 Técnicas Analíticas

Se presenta a continuación las técnicas analíticas empleadas para la caracterización del influente tratado en cada etapa del SEPTOH. La información detallada sobre su procedimiento está indicada en el Anexo II.

4.1.1 Nitratos (NO_3^-)

La determinación de los nitratos presentes en la muestra se llevó a cabo por el método de espectrofotometría ultravioleta [4500 - NO_3^-] descrito en APHA (1992), esta determinación debe procurarse poco tiempo después de haber tomado la muestra.

4.1.2 Nitritos (NO_2^-)

La determinación de nitritos se llevó a cabo por el método de diazotización simple descrito en *Determination of nitrite by simple diazotization method* (Sreekumar *et al.*, 2003). La técnica que se enuncia a continuación se basa en las reacciones simples de diazotización que se llevan a cabo con la P-nitroanilina (PNA) con el acetoacetato de etil.

4.1.3 Demanda Química del Oxígeno (DQO)

Para la determinación de la DQO, se siguió el método colorimétrico de reflujo cerrado [5220 - D], donde su procedimiento es descrito en APHA (1992).

4.1.4 Amonio (NH_4^+)

Para la determinación de amonio se utilizó un colorímetro (HI 733) de la marca HANNA®. Este equipo permite determinar concentraciones de amonio en valores de alto rango o intervalo, según la adaptación del Método Nessler.

4.1.5 Urea

La determinación se llevó a cabo mediante la utilización del kit de la marca SPINREACT, el cual emplea un método enzimático colorimétrico cuyo principio es la hidrólisis de la urea catalizada por la ureasa para formar amonio y anhídrido carbónico. Los iones amonio reaccionan con salicilato e hipoclorito, en presencia del catalizador nitroprusiato, para formar un indofenol verde. La intensidad del color formado es proporcional a la concentración de urea en la muestra.

4.2 Técnicas multiparamétricas

Para la determinación de algunos parámetros físicos y químicos como lo son: conductividad, sólidos totales disueltos (STD), oxígeno disuelto (OD) y pH se empleó un medidor multiparamétrico de la marca HANNA® instruments (Figura 11), donde previamente fue calibrado, tomando como referencia el manual de usuario del mismo. Dichos parámetros permiten obtener un panorama más amplio sobre el funcionamiento del sistema, además de que se puede monitorear el comportamiento de la orina durante cada etapa del tratamiento del SEPTOH.

Los resultados obtenidos son presentados en el Capítulo V.



Figura 11. Determinación de parámetros con multiparamétrico.

4.3 Oxidación anódica

Una parte que conforma al SEPTOH es el pretratamiento electroquímico aplicado a la orina, el cual facilita su posterior tratamiento en un HA. Dicho lo anterior, se empleó la oxidación anódica con la finalidad de degradar la molécula de urea durante la reacción de oxidación por acción de electrodos capaces de oxidar fuertemente los componentes presentes en el influente tratado y así transformar la materia nitrogenada y carbonosa a especies más simples.

Para la OA, se empleó un ánodo dimensionalmente estable, compuesto de titanio recubierto con óxido de rutenio (Ti/RuO₂), con una distancia de separación de un centímetro del cátodo de aluminio (Al). El arreglo de electrodos fue elegido con base a la recomendación hecha por Electroodos Industriales y Reactivos S.A de C.V.

4.3.1 Determinación de las condiciones de operación

Una vez seleccionado los electrodos, se continuó con la estrategia de trabajo para determinar las condiciones de operación en el pretratamiento de la orina. Para ello se propuso una matriz de trabajo (Tabla 6), donde se empleó un volumen a tratar a diferentes Demandas de Energía Neta (DEN), la cual se define como la energía neta que llega a la celda electrolítica después de rectificar la corriente y lograr el acondicionamiento de energía, además de considerar las pérdidas o caídas de tensión debido al tránsito de la corriente. Sus unidades se expresan en Coulomb/Litro, de este modo, se establecieron los siguientes valores de DEN: 500 C/L, 1000 C/L, 2000 C/L y 3000 C/L.

Tabla 6. Matriz de trabajo para la determinación de las condiciones de operación.

	500 C/L	1000 C/L	2000 C/L	3000 C/L
0%	Urea y otros parámetros* *Conductividad, pH y STD			
25%				
50%				
75%				

Igualmente, se determinó el impacto de la dilución en la orina, donde se consideró desde orina pura hasta la aplicación de diferentes porcentajes de dilución: 25%, 50% y 75% (agua/ vol. tot.). Finalmente, mediante la realización de pruebas experimentales se determinó la influencia de la dilución en la conductividad eléctrica del medio, ya que a mayor dilución la conductividad disminuye y en consecuencia se requiere de mayor energía para llegar al punto de operación deseado.

Asimismo, prescindir de la dilución puede dificultar el tratamiento dentro del HA debido a la alta concentración de ciertos contaminantes nitrogenados y/o carbonosos presentes en la orina, por lo tanto, se optó por un 25% de dilución (vol. agua / vol. tot.).

Posteriormente, se prosiguió a preparar una disolución de urea con concentración de 6000 mg/L, simulando así la concentración de urea promedio de la orina recolectada en ocasiones anteriores. La intención de la prueba era observar específicamente la influencia de la DEN en la degradación de la urea y a su vez el consumo energético por un periodo establecido de dos horas.

El tiempo óptimo de operación está directamente relacionado con la DEN suministrada a la orina, ya que ésta es la responsable de acelerar la degradación de la urea. No obstante, al prolongar el tiempo de operación sin intervención alguna, se tiene un suministro desmesurado de energía al medio que ocasiona la formación de flóculos y a su vez un aumento en los costos de operación.

Una vez establecida la DEN y el tiempo de operación, se montó el equipo para llevar a cabo la oxidación anódica, éste consta principalmente de una fuente de poder, dos multímetros para la medición de la diferencia de potencial y amperaje para un periodo de dos horas, además de un vaso de precipitado de 1L para contener la muestra y el arreglo de electrodos (Figura 12). Los resultados y las condiciones de operación son presentados en el capítulo siguiente.

Posteriormente, al conocer las condiciones de operación, se realizó el mismo procedimiento, pero esta vez empleando orina previamente caracterizada, la cual fue recolectada en el LMBE. Esta orina se emplearía para ser tratada dentro del SEPTOH. El volumen total a tratar fue de 950 mL, empleando una dilución con agua. (25% vol. agua / vol. tot.).

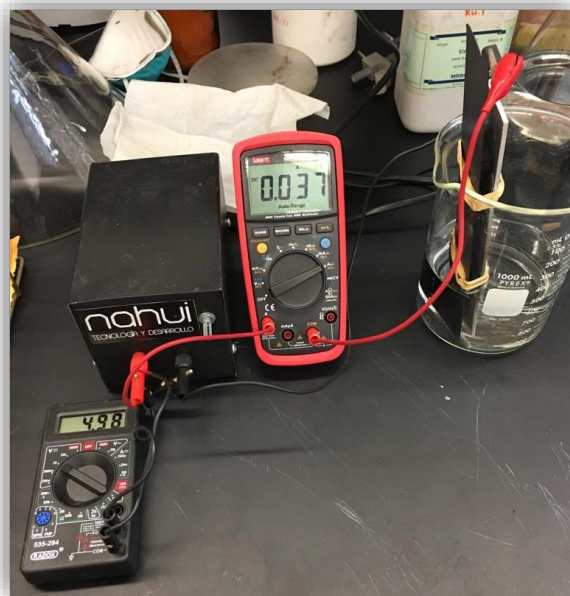


Figura 12. Tratamiento electroquímico

4.3.2 Desarrollo para la estimación de la densidad de corriente

Como parte constitutiva del SEPTOH, la OA involucra variables como corriente (I), diferencia de potencial (Z), densidad de corriente (i), conductividad del medio (CE), así como los sólidos totales disueltos (STD), todos los anteriormente mencionados desempeñan un papel importante en la eficiencia del proceso.

Dicho lo anterior, se buscó la manera de relacionar estas variables con la intención de estimar de forma indirecta las condiciones de operación, tomando como punto de partida la conductividad del medio; considerando que la conductividad y los STD tienen una relación directa entre sí. Por consiguiente, se prepararon disoluciones donde se establecieron valores específicos de STD (alrededor de: 1000, 2000, 5000, 7000 y 10000 ppm) empleando $NaCl$ y medido a través del multiparamétrico. La finalidad de esto era observar la influencia de los STD en el comportamiento de la densidad de corriente a determinada diferencia de potencial.

Mediante el tratamiento de los datos obtenidos y la observación del comportamiento a diferentes valores de STD , se desarrollaron un par de ecuaciones que consideraran los STD en el medio y la diferencia de potencial suministrada al sistema con el fin de estimar una densidad de corriente de acuerdo con las características del medio.

4.4 Humedal artificial

Como parte indispensable del proceso depurativo de la orina, se diseñó y construyó un HA, el cual, acoplado al pretratamiento electroquímico descrito anteriormente, constituye en esencia al SEPTOH.

Para la ejecución del diseño, se tomaron en cuenta las condiciones necesarias para llevar a cabo de manera efectiva los procesos químicos, físicos y biológicos dentro del HA. Otro factor que se consideró fue el volumen a tratar, ya que eso determinó las dimensiones requeridas para albergar el líquido suministrado al sistema.

Asimismo, para su construcción se tuvo que revisar la disponibilidad de materiales y herramientas a emplear, teniendo presente que la vegetación y el material de soporte son elementos imprescindibles al momento de elaborar este tipo de sistemas.

4.5 Diseño y construcción del HA

El material empleado tanto para las paredes como la estructura del HA fueron placas de acrílico de 1 cm de espesor. Del mismo modo, las dimensiones del HA son 20 x 15 x 15 cm largo, ancho y profundidad, respectivamente, dando un volumen total de 4500 cm³. En la parte del fondo fueron instalados dos aireadores conectados a una bomba para acuario marca Hagen Optima. La aireación tiene como principal función proporcionar movimiento al influente y a su vez mantener los niveles requeridos de oxígeno dentro del HA. (Figura 13).

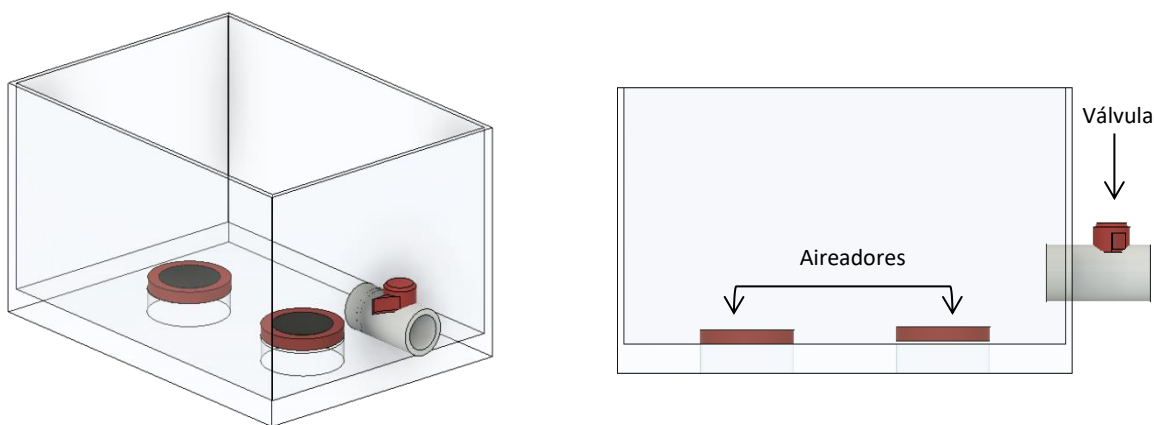


Figura 13. Perspectivas del HA en 3D.

Asimismo, con la finalidad de caracterizar la orina y la influencia del tratamiento, se colocó un punto de muestreo. Para eso, se eligió una de las caras del HA, después se realizó una perforación al centro; justamente en la parte inferior. Seguidamente se introdujo una válvula de PVC y se selló con silicón para tuberías del mismo material. Después de tener la estructura y las paredes ensambladas, se hicieron pruebas hidráulicas antes y después de llenar con material de soporte para comprobar que no hubiera fugas en las uniones.

Mediante la válvula se obtuvieron muestras representativas del sistema, a esa altura en donde se encontraba la válvula, el líquido vertido al HA está en contacto con las raíces y en constante interacción con el medio filtrante debido a la aireación; se hacían 2 muestreos de 2-3 días.

4.6 Medio de soporte

El material de soporte empleado en el HA fue seleccionado en función de sus propiedades y características fisicoquímicas, también se consideró la disponibilidad y costo. Se optó por utilizar grava sílica 1/16 con diámetro de partícula entre 1-2 mm, la cual fue previamente tratada y caracterizada. La grava sílica se utiliza como soporte de medios filtrantes debido a que promueve la filtración de aguas contaminadas que requieran una retención de partículas (Figura 14).



Figura 14. Grava sílica como material de soporte.

Este tipo de material presenta una superficie rugosa pero no porosa, favoreciendo con ello la formación de la biopelícula en su superficie. Además, debido a su dureza, este material no se desmorona o pulveriza con facilidad como lo hacen otro tipo de materiales de empaque; en la Tabla 7 se muestra la composición química de la grava sílica.

Tabla 7. Composición química de la grava sílica (Grupo Filtrantes, 2018).

Compuesto	Porcentaje (%)
SiO ₂	97.1
Al ₂ O ₃	1.10
Fe ₂ O ₃	0.70
K ₂ O	0.22
CaO	0.05
MgO	0.13

4.6.1 Propiedades físicas del medio de soporte

Densidad aparente (ρ_{Ap})

Se pesa una probeta vacía de un volumen de 100 mL y se registra, posteriormente se llena de material de empaque lo más uniformemente posible. Se vuelve a pesar la probeta y se registra nuevamente. Finalmente se calcula la densidad aparente con la siguiente ecuación:

$$\rho_{Ap} = \frac{(Masa_{con\ material} - Masa_{sin\ material})\ g}{100\ mL} \dots Ec. (1)$$

Densidad real (ρ_R)

Se determina por desplazamiento de volumen; a una probeta se le agrega un volumen conocido de agua; se pesan 10 g de material de soporte y se vierten en la probeta con agua y finalmente se registra el volumen. Se calcula según la siguiente ecuación:

$$\rho_R = \frac{(Masa_{material})\ g}{(Vol_{con\ material} - Vol_{sin\ material})\ mL} \dots Ec. (2)$$

Porosidad (P)

La porosidad se refiere al espacio disponible, conformado por los poros que quedan entre las partículas del medio. Se calcula con la ecuación siguiente:

$$P = 100 \cdot \left(1 - \frac{\rho_{Ap}}{\rho_R} \right) \dots Ec. (3)$$

De las pruebas anteriores, se presenta la Tabla 8:

Tabla 8. Valores obtenidos para ρ_{Ap} , ρ_R y P.

Propiedad	Valor
$\rho_{APARENTE}$ (g/mL)	1.48
ρ_{REAL} (g/mL)	2.55
Porosidad (%)	42

El valor de conductividad hidráulica para este material se recuperó de fuentes bibliográficas, donde se reporta un estimado de $4.36 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{s}$ (Segura, 2014).

Por otro lado, la porosidad recomendada en materiales de soporte para un HA debe ser mayor al 30% (Kivaisi, 2001), del tal modo permita al líquido adicionado al sistema fluir mejor y que el volumen a tratar sea considerable.

La grava sílica empleada cumple con esta condición, ya que la porosidad está relacionada con el tamaño de partícula. Finalmente, teniendo en consideración la porosidad y el volumen total del HA fue posible estimar el volumen máximo de orina a tratar

4.7 Vegetación

Anteriormente, se mencionan las especies vegetales comúnmente empleadas en un HA. Para la realización del presente trabajo se utilizaron dos tipos de plantas vasculares: *Phragmites australis* y *Cyperus papyrus*; el componente vegetal fue provisto por el LMBE, donde fue propagado ahí mismo. Éste provenía principalmente de humedales naturales y otro fue donado por el Ecoducto de la Ciudad de México. (Figura 15)

La distribución de las plantas en el HA estuvo sujeta al área, ya que sólo disponía de aproximadamente 300 cm², por lo tanto, se tuvo que colocar una cantidad limitada de plantas dando un arreglo de tres plantas. Dos de éstas correspondían a la especie *Phragmites australis* y la tercera *Cyperus papyrus*, donde cada una fue situada de modo que se mantuviera una distancia de aproximadamente 10 cm entre sus raíces con el fin de proporcionar un determinado espacio para su desarrollo.

Al momento de realizar el trasplante, las raíces fueron cortadas hasta 12 cm, para el caso del *Cyperus papyrus* se lavaron sus raíces para remover el exceso de tierra y se rociaron con solución enraizadora para proveerlas de nutrientes y estimular el crecimiento (Rodríguez, 2012). Por otro lado, los ejemplares de *Phragmites australis* se encontraban semanas atrás adaptándose únicamente con agua rica en nutrientes dentro de un recipiente, de ese modo se mantuvo viva a la especie vegetal hasta el momento de su uso.



Figura 15. Ejemplares de *Cyperus papyrus* (izq.) y *Phragmites australis* (der.).

4.8 Estabilización y arranque del HA

Los mecanismos depurativos que ocurren dentro de un HA resultan ser complejos, debido a que su correcto funcionamiento depende de condiciones específicas que sean capaces de mantener el equilibrio entre los procesos biológicos, físicos y químicos.

La estabilización de un HA depende en gran parte de la existencia de una biopelícula consolidada que logre un porcentaje de remoción constante. Estos sistemas generalmente demandan condiciones de operación específicas y periodos de alrededor de seis a doce meses.

Para fines de esta investigación, se destinaron cuatro meses y medio para dar seguimiento a la parte experimental del HA, ya que sólo se abarcó una parte de la etapa de arranque. En la Figura 16 se observa la vegetación del HA adaptada a las condiciones del sistema durante el periodo establecido.



Figura 16. Estabilización del HA a lo largo del periodo establecido.

4.9 Condiciones de la experimentación

La experimentación para la implementación del HA se realizó en el LMBE, donde las condiciones de temperatura (T) variaban dentro de un intervalo de 15 a 30 °C. Asimismo, para el porcentaje de humedad relativa (HR) se registraron valores entre 30 a 70 %. Ambas condiciones de T y HR fueron medidas con un termómetro y humidímetro con el que cuenta el LMBE.

4.9.1 Adaptación vegetación

Los primeros 30 días se destinaron a la adaptación de componente vegetal con el material de soporte (Figura 17). Para ello se reutilizó el agua en donde se encontraba la especie *Phragmites australis*, debido a que ésta contenía nutrientes que la mantuvieron viva hasta el día del trasplante. Previamente, se agregaron alrededor de 15 mL de solución enraizadora en el lugar donde brota el tallo con el fin de seguir fortaleciendo las raíces.

A la par de esto, las paredes de acrílico que constituyen al HA fueron recubiertas con el propósito de impedir el paso de luz y así lograr la inhibición en el crecimiento de algas. El material de revestimiento que se utilizó fue foamy.

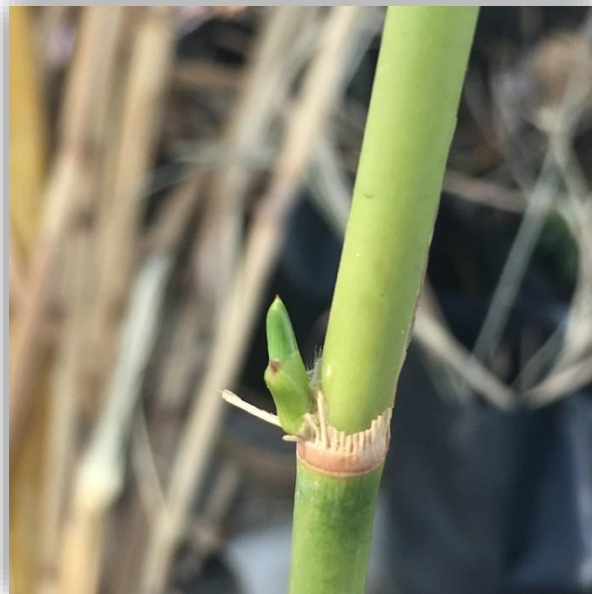


Figura 17. Adaptación de la vegetación: brote de *Phragmites australis*.

4.9.2 Adaptación de la orina

Una vez estabilizado el componente vegetal al sustrato, se prosiguió a adaptar al sistema a las nuevas condiciones, en esta ocasión empleando orina. Ciertamente las plantas se habían adaptado y fortalecido con las condiciones anteriores y el hecho de agregar un nuevo líquido con propiedades diferentes impactaría directamente al comportamiento de estas.

Por ende, se destinó cerca de mes y medio para llevar a cabo de forma gradual la adaptación del HA a las condiciones generadas a causa de la orina. Para esto, se tenía que ir regulando el volumen de orina suministrado al HA y al mismo tiempo monitorear el desarrollo de las plantas hasta finalmente obtener el volumen de orina deseado a tratar.

Para fines de la presente investigación, el volumen total a tratar fue de 950 mL, empleando una dilución con agua. (25% vol. agua / vol. tot).

4.10 HA sin pretratamiento (HASP)

Pasado el lapso de dos meses y medio de estabilización del HA, se llegaron a condiciones que permitieron definir la factibilidad de operación del sistema. Con motivo de evaluar la influencia de la pila en la orina, se optó por realizar una comparación entre un sistema con pretratamiento electroquímico y otro sin pretratamiento.

Por lo tanto, se evaluó primero el sistema sin pretratamiento por un periodo de 30 días, donde cada dos a tres días se tomaron lecturas con el equipo multiparamétrico y a su vez, se realizaron muestreos para la determinación de los compuestos nitrogenados y carbonosos.

Después de recopilar datos sobre el comportamiento del sistema, se dio por terminada la primera evaluación y posteriormente, se dio seguimiento en el mismo HA la segunda evaluación con el pretratamiento electroquímico.

4.11 HA con pretratamiento (HACP)

Para la ejecución de la segunda evaluación se destinó alrededor de 30 días con el mismo fin de realizar el seguimiento de compuestos nitrogenados y carbonosos presentes en la orina, así como la recolección de datos que permitieran efectuar una comparativa entre ambas evaluaciones y finalmente determinar las ventajas y desventajas de aplicar un método electroquímico

Para este caso, la orina fue previamente tratada mediante oxidación anódica por un tiempo de dos horas, después se caracterizó y fue vertida en el HA. Las lecturas fueron tomadas cada dos a tres días.

4.12 SEPTOH

En la presente investigación, cada parte constitutiva del SEPTOH se evaluó por separado con la finalidad de determinar su funcionalidad y operatividad. Una vez obtenidos los resultados de las pruebas elaboradas, éstos se acoplarían para conformar un sistema continuo que tuviera como propósito el tratamiento y aprovechamiento del agua proveniente de la orina. La Figura 18 corresponde a la representación del SEPTOH.

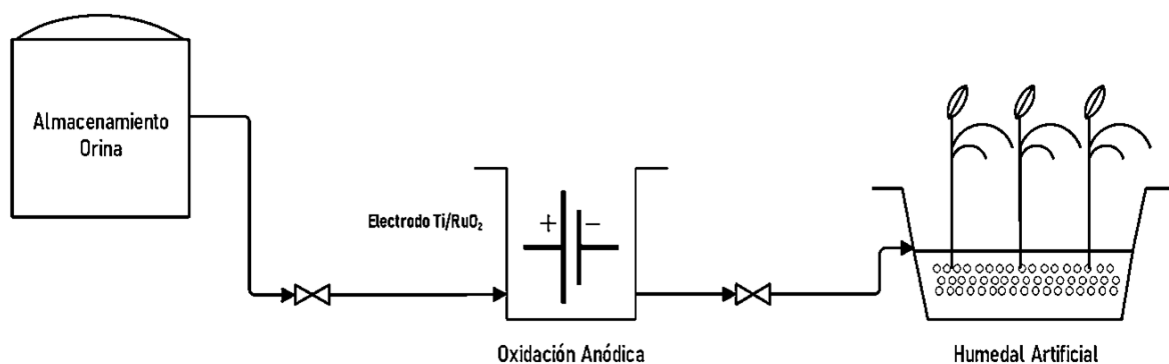


Figura 18. Representación del sistema experimental para tratamiento de orina humana (SEPTOH).

El SEPTOH en principio constaría de un tanque de almacenamiento para el líquido a tratar, donde el flujo de salida estaría controlado para entrar al tratamiento electroquímico. El tiempo de residencia dependerá del flujo y volumen a tratar, consecuentemente, la materia nitrogenada y carbonosa presente en la orina se descompondría por acción de la oxidación anódica en especies más susceptibles a la asimilación y transformación en un HA y así tener a la salida del sistema un efluente reducido en contaminantes.

4.12.1 Consideraciones

Los materiales a emplear para la elaboración del HA serían tuberías y válvulas de PVC debido a que es un material resistente y de costo accesible; contaría con aireadores de burbuja fina en la base. Del mismo modo, la estructura y paredes serían de acrílico revestido para inhibir el paso de la luz y evitar el crecimiento de vegetación no deseada. El ánodo a emplear en la OA sería del tipo DSA, en este caso fue Ti/RuO₂. *

Asimismo, con la finalidad de llevar a cabo el análisis y evaluación del comportamiento de la materia nitrogenada y carbonosa, se consideró una reacción consecutiva partiendo de la molécula de urea hasta la formación de nitrato por medio del proceso de nitrificación. El alcance de la investigación se limitó hasta la etapa de la nitrificación; la desnitrificación no se abordó en este trabajo.

Mecanismo de reacción propuesto:

1. $(\text{CO}(\text{NH}_2)_2) + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{CO}_3$
2. $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{HCO}_3^-$
3. $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O}$
4. $2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_3^-$
5. $\text{NH}_4^+ + 1.83 \text{O}_2 + 1.98 \text{HCO}_3^- \rightarrow 0.02 \text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 0.98 \text{NO}_3^- + 1.88 \text{CO}_2 + 1.88 \text{H}_2\text{O}$ [Cardot, 2009]

Reacción consecutiva: $(\text{CO}(\text{NH}_2)_2) \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$

***Reacción electroquímica:** Capítulo 3, p. 17.

CAPÍTULO V

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos de las pruebas experimentales, así como el respectivo análisis y discusión de los mismos. Asimismo, se determina la influencia del SEPTOH en la depuración de los compuestos nitrogenados y carbonosos presentes en la orina.

Finalmente, a modo de complementar la información derivada de la experimentación se muestra el balance de materia nitrogenada y carbonosa correspondiente a las dos evaluaciones realizadas en el HA.

5.1 Condiciones de operación para la OA

Como se explicó en el capítulo anterior, se realizaron pruebas experimentales que permitieron determinar las condiciones de operación. Una de ellas fue someter cuatro disoluciones de concentración conocida de urea (6000 mg/L) a diferentes DEN (500, 1000, 2000 y 3000 C/L) para observar la influencia en la degradación de la urea y a su vez el consumo energético durante un periodo determinado de 2h.

En la Figura 19 se presentan los datos que al ser graficados permiten observar el cambio de la concentración de urea respecto al tiempo y la influencia que tiene la DEN en su comportamiento.

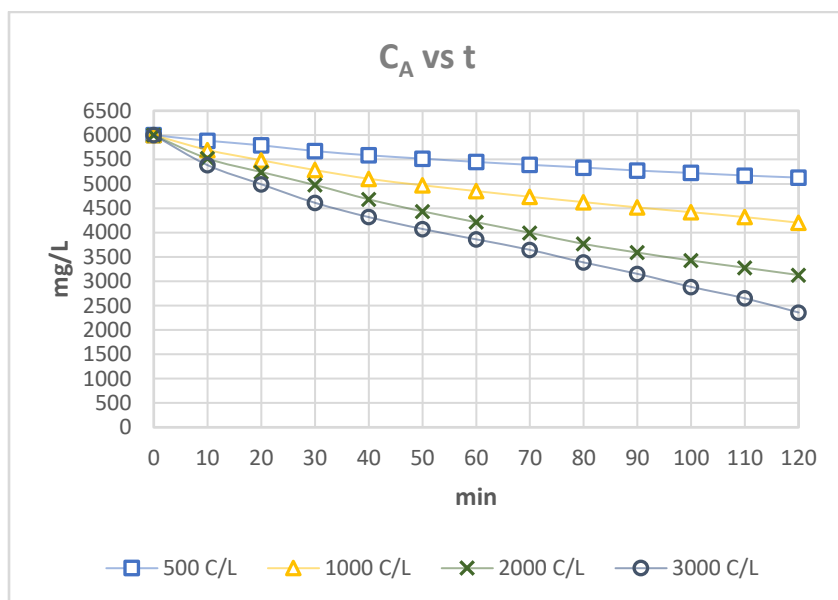


Figura 19. Influencia de la DEN en la variación de la concentración de urea.

Al observar la Figura 19, se valida el hecho de que a mayor sea la DEN suministrada a la muestra, también será el grado de degradación. Para este caso, se obtuvieron porcentajes de degradación del 15%, 30%, 48% y 60%, respectivamente.

Sin embargo, con esta información aún no es posible establecer una DEN óptima para efectuar la OA, ya que en este proceso también se involucran cuestiones energéticas que impactarían de manera directa los costos de operación. Por eso, de la experimentación anterior, se tomaron lecturas de la variación de la diferencia de potencial respecto al tiempo a diferentes DEN previamente establecidas. (Figura 20).

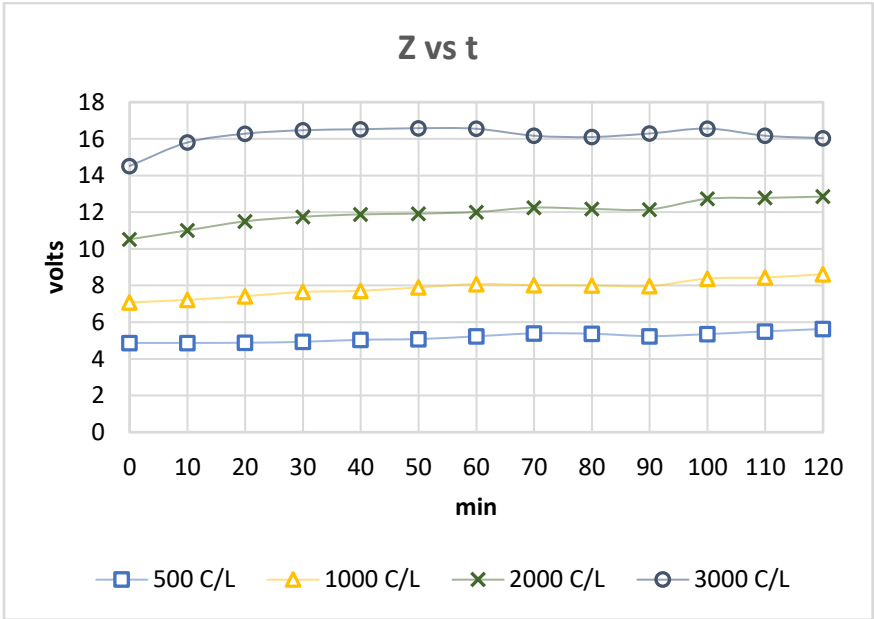


Figura 20. Consumo energético a diferentes DEN

Las Figuras 19 y 20, se complementan para brindar un escenario más claro en la determinación de la DEN. Por un lado, se tiene que, entre más DEN, mayor es el decremento de la concentración de urea, pero al mismo tiempo, un alto porcentaje de degradación dirige hacia un aumento en el consumo energético. Por lo tanto, la DEN óptima para este caso será la de 2000 C/L, ya que con ella se obtiene un buen porcentaje de degradación sin consumir demasiada energía.

Cabe resaltar que no es recomendable emplear una DEN muy alta, ni tampoco por largos periodos de operación, ya que la materia contenida en la muestra puede llegar a oxidarse al grado de provocar la formación de flóculos y esto implicaría un postratamiento para su remoción.

Por ende, las condiciones de operación determinadas para la OA en el proceso del SEPTOH son emplear una DEN de 2000 C/L suministrada a un volumen total de 950 mL (25% vol. agua / vol. tot) por un periodo de dos horas para que sea tratado.

5.2 Ecuaciones para la estimación de la densidad de corriente

La determinación de las ecuaciones para la estimación de la densidad de corriente se obtuvo mediante el tratamiento matemático de los datos experimentales, éstas son útiles para estimar una densidad de corriente dependiendo de las condiciones del medio y resulta ser de mucha utilidad al momento de operar el sistema, ya que los STD influyen de manera directa en la conductividad y en la eficiencia del tratamiento.

- Emplear cuando la diferencia de potencial de operación sea mayor o igual a cuatro.

$$si Z \geq 4$$

$$i = mZ - b \dots Ec. (4)$$

$$m = 1.3343 \ln(STD)^2 - 15.683 \ln(STD) + 46.366$$

$$b = 3.652 \ln(STD)^2 - 42.610 \ln(STD) + 124.42$$

- Emplear cuando la diferencia de potencial de operación sea menor a cuatro.

$$si Z < 4$$

$$i = e^B - 1 \dots Ec. (5)$$

$$B = Z \cdot (0.3286 \ln(STD) - 1.682) - 0.5707 \ln(STD) + 2.8743$$

Posteriormente se compararon los valores experimentales correspondientes a la densidad de corriente, contra valores obtenidos empleando las ecuaciones 4 y 5.

En la Tabla 9 se muestran los resultados:

Tabla 9. Densidad de corriente calculada contra experimental.

TDS (ppm)	Calculada					Experimental				
	1170	2106	5434	7505	9897	1170	2106	5434	7505	9897
Z (Volts)	i (mA/cm ²)					i (mA/cm ²)				
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.16
2	0.13	0.19	0.29	0.33	0.36	0.16	0.16	0.16	0.33	0.49
3	1.14	1.73	3.05	3.63	4.19	0.99	1.81	3.29	3.62	4.11
4	2.99	5.74	12.63	15.67	18.55	2.96	5.26	12.34	15.30	18.42
5	5.16	10.23	22.81	28.33	33.57	5.10	9.70	22.04	28.29	32.57
10	15.98	32.68	73.71	91.66	108.65	16.78	31.25	74.67	93.36	107.47

Se graficaron los valores de densidad de corriente obtenidos experimentalmente y calculados mediante las ecuaciones con el fin de corroborar la similitud de sus valores. A continuación, se presenta la gráfica que muestra la relación i vs Z .

En la Figura 21 se observan los valores obtenidos de las ecuaciones 4 y 5 son muy cercanos a los experimentales. Esto resulta de gran utilidad para aproximar valores que permitan establecer las condiciones de operación, ya que sólo es necesario determinar los STD y fijar una diferencia de potencial de operación.

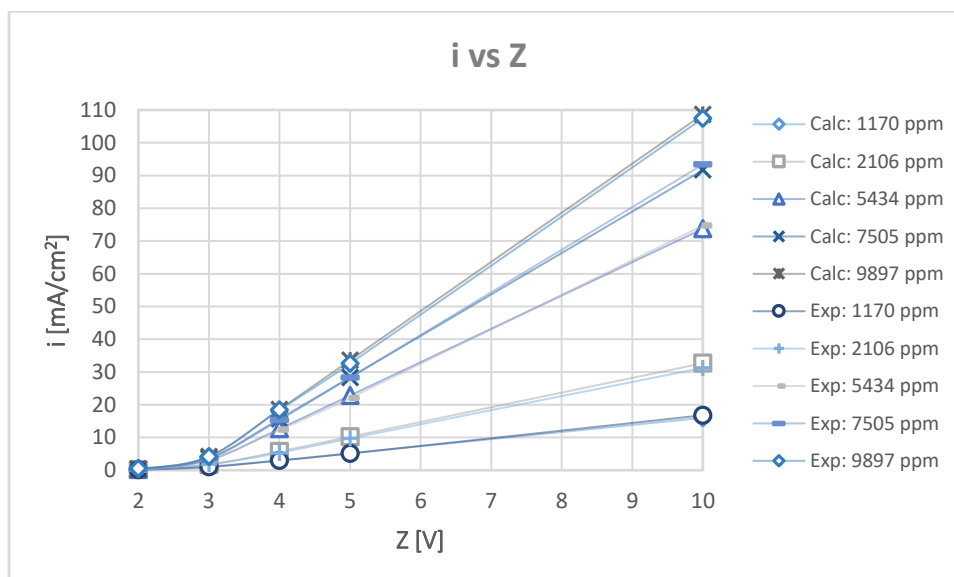


Figura 21. Relación entre i vs Z .

Una vez calculada la densidad de corriente (i) se puede determinar la corriente (I) empleando el área sumergida del electrodo. Finalmente, si se conoce el volumen y tiempo a tratar es posible determinar la DEN requerida.

5.3 Humedal artificial sin pretratamiento (HASP)

Antes de someter la orina a la OA, primero se evaluó el comportamiento de ésta dentro del HASP por un periodo de 30 días sin aplicar ningún pretratamiento electroquímico, ya que se pretendía comparar y observar las ventajas y desventajas que implica la OA.

La orina fue caracterizada antes de ser vertida al HASP, asimismo los muestreos se realizaron cada 2-3 días para ser analizadas a través de las técnicas analíticas descritas anteriormente. En la Figura 22 se presentan los resultados obtenidos.

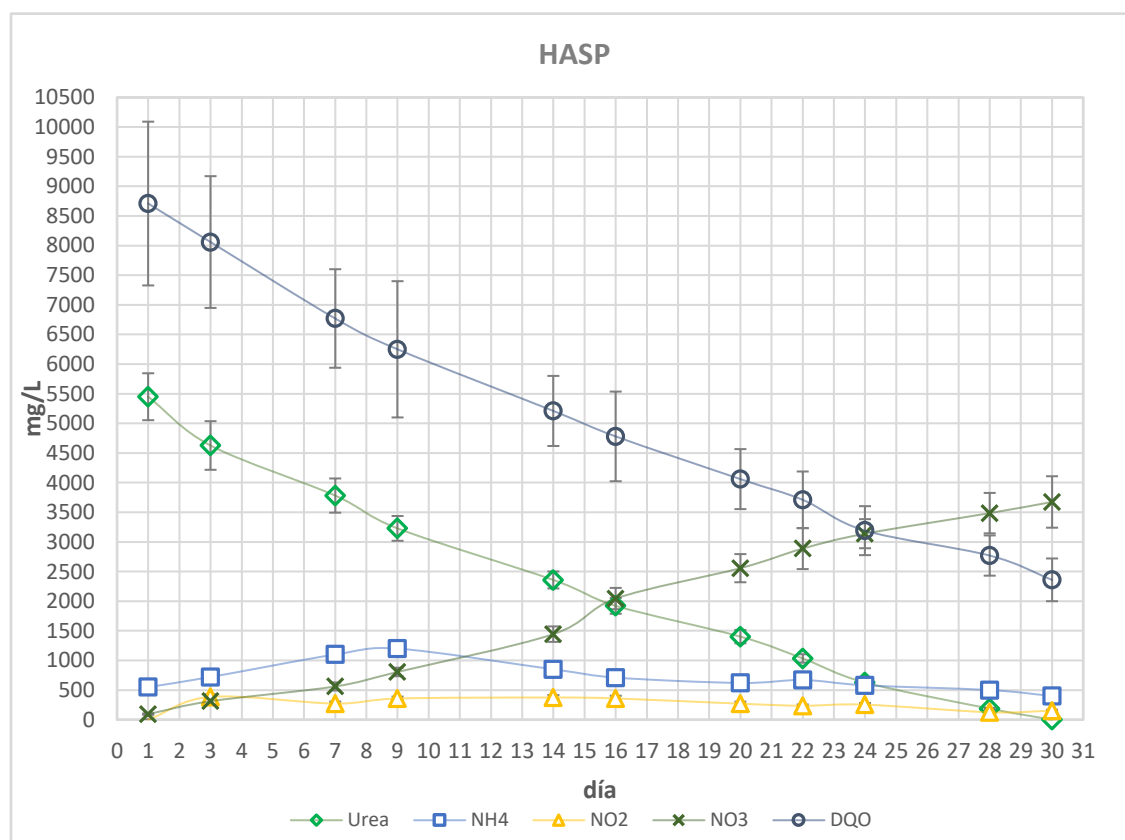


Figura 22. Comportamiento de especies nitrogenadas y carbonosas en el HASP.

En la Figura 22 se observa que la concentración inicial de urea 5450 ± 395 mg/L decrece a lo largo del tiempo de operación en el HASP, alcanzando una concentración nula en el día treinta; simultáneamente la concentración inicial de NO_3^- (94 ± 12 mg/L) aumenta con el paso de los días, alcanzando una concentración de 3674 ± 434 mg/L en el día treinta.

Lo anterior revela que dentro del HASP existe actividad nitrificante, esto involucra la presencia de especies intermediarias (NH_4^+ y NO_2^-), de ahí que la urea, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- correspondan a la materia nitrogenada evaluada.

De igual forma, se mantuvo una concentración promedio de 3.48 ± 0.58 mg/L de OD a lo largo del proceso, su presencia es importante ya que garantiza las condiciones para llevar a cabo el proceso de nitrificación; la materia carbonosa fue cuantificada por medio de la DQO.

En el capítulo anterior, se menciona que, para efectuar el análisis y evaluación del comportamiento de la materia nitrogenada y carbonosa, se consideró una reacción consecutiva, en donde se parte de la molécula de urea hasta la formación de NO_3^- .

El comportamiento de la urea en el HASP tuvo una tendencia a disminuir constantemente, debido a que la concentración fue decreciendo al paso de los días. Esto posiblemente se deba a que la urea se hidrolizaba y formaba NH_3 ; es aquí donde se generaba un sistema tipo buffer debido al equilibrio $\text{H}_2\text{CO}_3/\text{HCO}_3^-$, el cual influye en el pH y en consecuencia condiciona la presencia de las especies NH_3 y NH_4^+ .

En la Figura 23 se observan valores de pH constantes, con un valor promedio de 7.43 ± 0.33 ; esto valida lo anteriormente dicho con relación a la existencia de un sistema buffer. Asimismo, a estas condiciones de pH, la especie predominante en el medio es el NH_4^+ .

Conforme al paso de los días la CE y los STD aumentaron de manera proporcional debido a la degradación de la molécula de la urea y la formación de nuevos compuestos y iones disueltos en el medio; entre estos se encuentran el NH_4^+ , HCO_3^- , NO_2^- , NO_3^- , etc. (Figura 24).

Respecto al NH_4^+ , puede afirmarse que la concentración dentro del HASP fue comparativamente más baja que la concentración de NO_3^- , este hecho se explica por la actividad nitrificante dentro del HASP en donde prevalecieron condiciones aerobias ($\text{OD} > 2 \text{ mg/L}$).

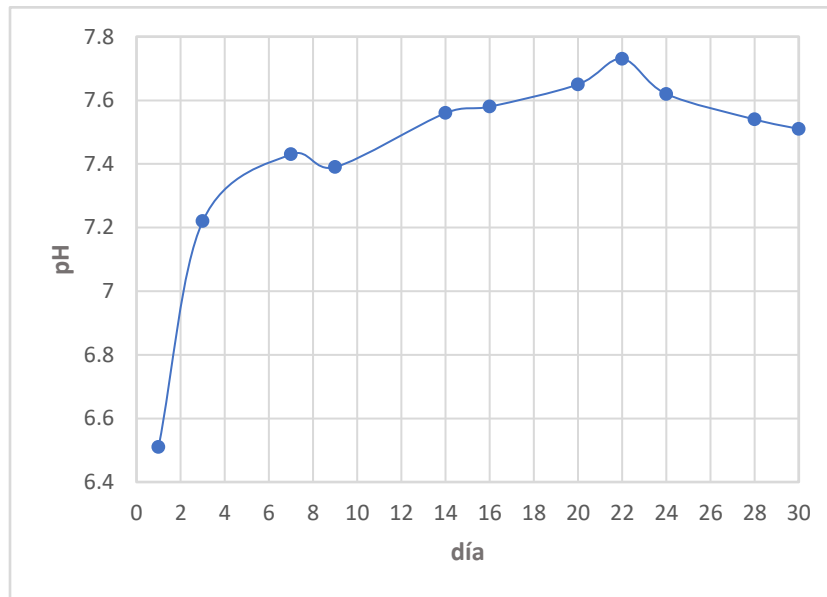


Figura 23. Variación del pH a lo largo del tiempo; HASP.

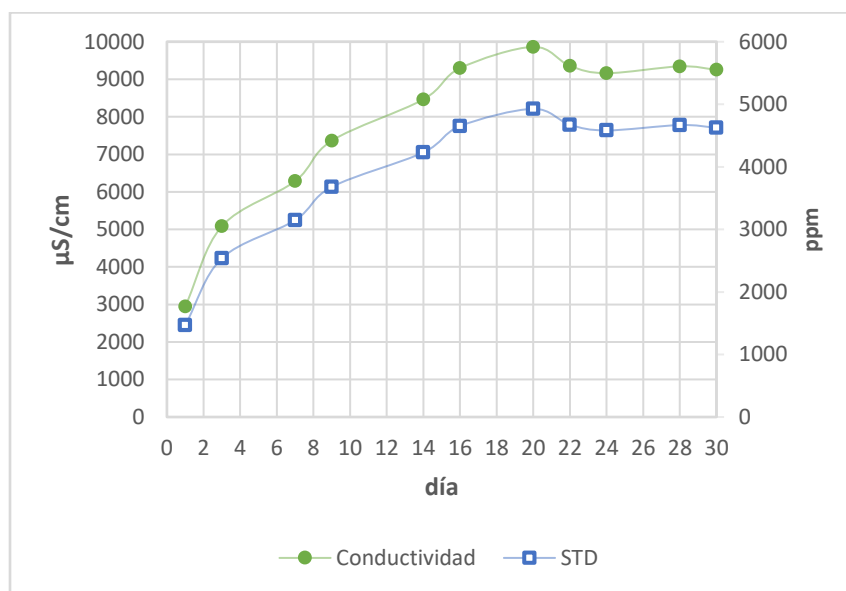


Figura 24. Variación de la CE y los STD a lo largo del tiempo; HASP.

La concentración de OD en el lecho se debió principalmente al enriquecimiento del agua con oxígeno mediante aireadores situados en el fondo del HASP y a su vez, por la misma vegetación que a través de su raíz proveía de suficiente OD, promoviendo de ese modo al proceso de nitrificación.

Cabe señalar que las concentraciones de NO_2^- detectadas en el influente fueron relativamente bajas (253 ± 120 mg/L). Lo anterior, se explica como resultado del rápido cambio a NO_3^- bajo condiciones ambientales favorables como son la presencia de bacterias nitrificantes y oxígeno molecular libre en solución.

El NO_3^- es una especie que presenta un gran cambio dentro del HASP respecto al valor inicial, ya que la concentración de ésta aumenta a lo largo del tiempo. Inicialmente su crecimiento es lento, posiblemente atribuido al proceso de amonificación dentro del sistema, sin embargo, en la segunda semana de operación el aumento es considerable y mantiene ese comportamiento hasta el día treinta. Lo anterior, se atribuye al proceso de nitrificación descrito anteriormente, favorecido por las condiciones aerobias en el HASP.

La aireación controlada permitió en gran parte que existiera en el lecho una mayor concentración de OD, lo que a su vez favoreció la reducción de materia orgánica disuelta, medida como DQO y también al proceso de nitrificación.

Finalmente, cabe destacar que la nitrificación de la urea se llevó a cabo y al mismo tiempo se logró transformarla a especies nitrogenadas y carbonosas más sencillas. No obstante, la desnitrificación ya no se efectuó debido a que sólo se limitó hasta la etapa de la nitrificación.

Es recomendable para fines comparativos tomar como valores de referencia las constantes de degradación y con eso la comparación resulta ser mucho más adecuada entre sistemas y arreglos. De la información anterior y observando el comportamiento de la urea, NO_3^- y DQO se calculó el orden de la reacción (n) y el valor de su cinética (k). (Figuras 25, 26 y 27).

Partiendo de los valores experimentales de cada especie previamente mencionada, se determinó mediante la ecuación de tiempo de vida media, el orden de reacción, la cual se define como el tiempo en que la concentración inicial de un reactante disminuye a la mitad.

La ecuación se presenta a continuación:

$$n = 1 - \frac{\ln\left(\frac{t_{1/2}}{t_{1/2}^{\circ}}\right)}{\ln\left(\frac{C_{A0}}{C_{A0}^{\circ}}\right)} \dots \text{Ec. (6)}$$

Posteriormente se determinó el valor de su k ; en seguida se presentan los resultados obtenidos para n y k expresada en $[mg^{(1-n)}/día \cdot L^{(1-n)}]$

En todos los casos los valores para n fueron redondeados.

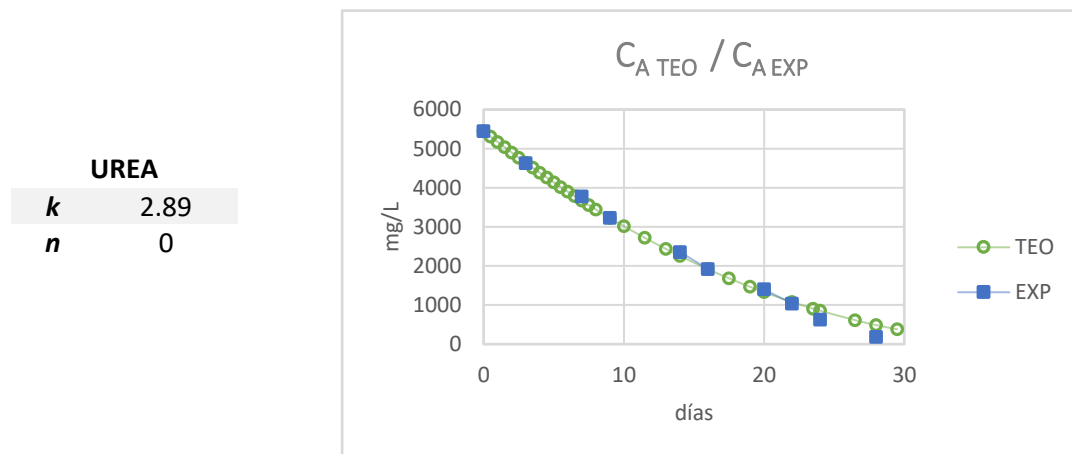


Figura 25. Concentración urea teórica vs. experimental.

NO_3^-	
k	3.78
n	0

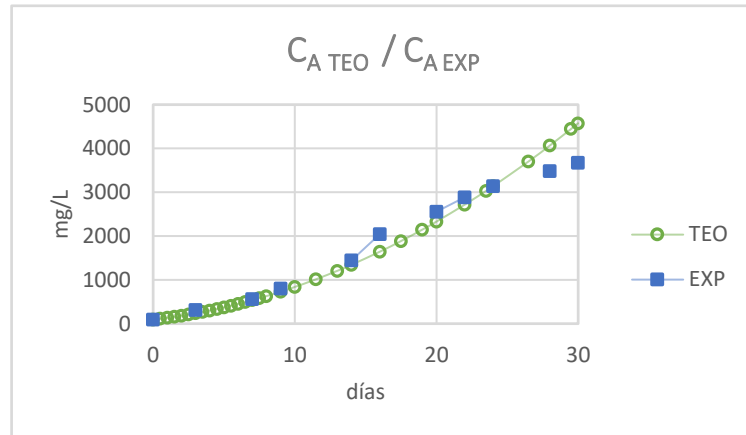


Figura 26. Concentración NO_3^- teórica vs. experimental.

DQO	
k	3.95
n	0

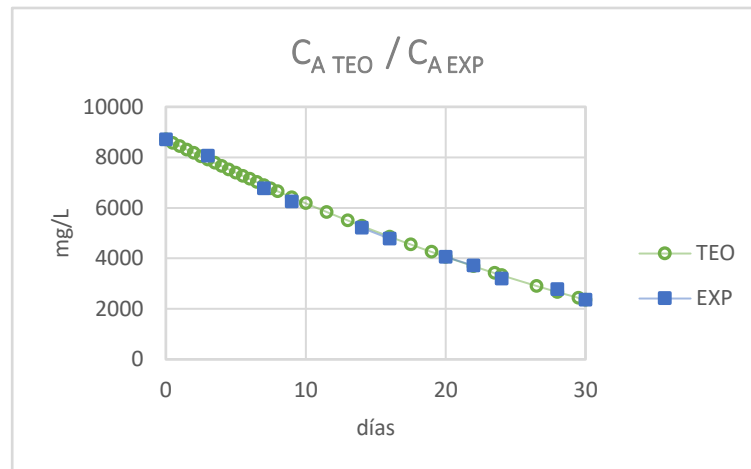


Figura 27. Concentración DQO teórica vs. experimental.

5.4 Humedal artificial con pretratamiento (HACP)

La orina recibió un pretratamiento electroquímico empleando OA con la finalidad de degradar la molécula de la urea a especies nitrogenadas y carbonosas más sencillas de tratar en un HA. A este sistema con pretratamiento se le denominó HACP, asimismo, se evaluó el comportamiento del influente a tratar dentro del HACP por un periodo de 30 días. Anteriormente, se menciona que la intención de realizar una comparación del HACP frente al HASP es para determinar las ventajas y desventajas de acoplar un pretratamiento electroquímico y de ahí mejorar el diseño del SEPTOH.

La orina fue caracterizada antes de ser vertida al HACP, donde los muestreos se realizaron cada 2-3 días para ser analizadas a través de las técnicas analíticas descritas anteriormente. En la Figura 28 se presentan los resultados obtenidos:

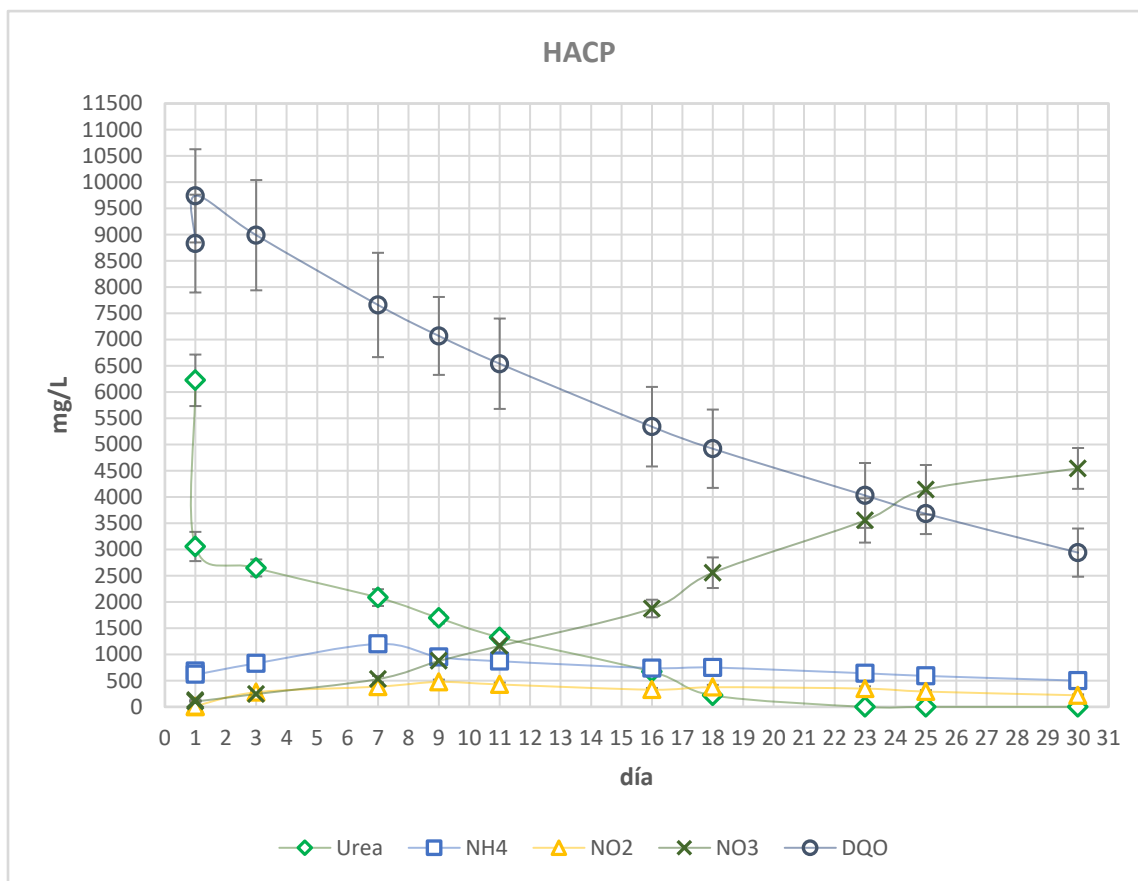


Figura 28. Comportamiento de especies nitrogenadas y carbonosas en el HACP.

Inicialmente, al observar la Figura 28 es evidente la influencia de la OA en el cambio de la concentración inicial de urea 6224 ± 490 mg/L, ya que, al aplicar un pretratamiento electroquímico a la orina por un periodo de dos horas, la concentración de urea decreció a una concentración de 3057 ± 278 mg/L, es decir el porcentaje de degradación fue de aproximadamente del cincuenta por ciento.

Por otro lado, la concentración de DQO se incrementó al principio, debido a la oxidación de la urea mediante la oxidación anódica y en consecuencia a la generación de otras especies oxidables. Sin embargo, conforme al paso del tiempo, la disminución de la DQO fue considerable y lo esperado para este tipo de sistemas biológicos.

Otra cuestión en el comportamiento de este sistema es la concentración de urea prácticamente nula al día 20 de operación, lo cual resulta favorable por el hecho de presentar una mayor facilidad de degradación en comparación al HASP y la formación de especies nitrogenadas y carbonosas susceptibles al proceso de nitrificación.

Dicho lo anterior, se observa un aumento en la concentración de NO_3^- conforme al paso de los 30 días, donde al inicio se tenía una concentración de 103 ± 8 mg/L y al final una concentración de 4544 ± 389 mg/L. Lo anterior revela que también dentro del HACP existe actividad nitrificante y por ende la presencia de especies intermediarias como NH_4^+ y NO_2^- .

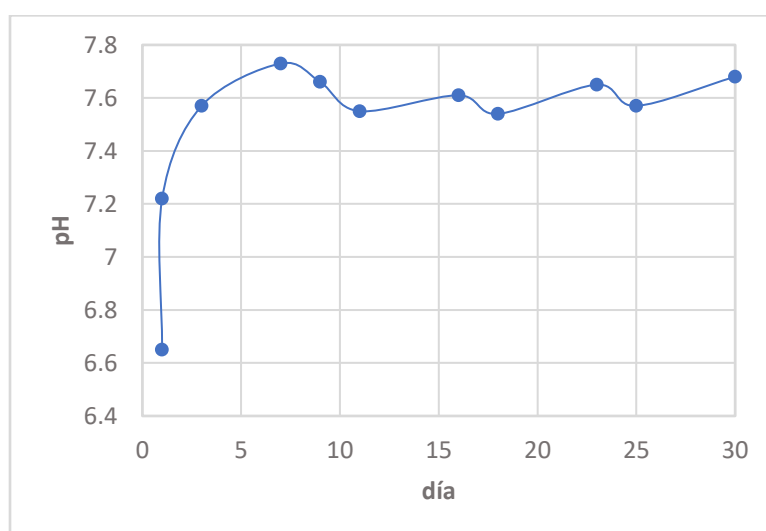


Figura 29. Variación del pH a lo largo del tiempo; HACP.

En la Figura 29 se observa que el pH no varía demasiado debido al sistema buffer $\text{H}_2\text{CO}_3/\text{HCO}_3^-$ presente en el medio, dando un valor de 7.56 ± 0.14 mg/L, donde a su vez se induce el equilibrio $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, favoreciendo así el predominio del NH_4^+ a dicho valor de pH.

Dentro del HACP, se mantuvieron las condiciones requeridas de oxígeno para favorecer la nitrificación, teniendo una concentración promedio de 3.03 ± 0.9 mg/L de OD a lo largo del mes de operación. Cabe recalcar que antes de ser vertida la orina al HACP, la cantidad de OD en ella aumento por acción de la OA, ya que en el ánodo ocurren reacciones que liberan oxígeno al medio.

Sin embargo, la concentración promedio es menor al HASP, esto puede adjudicarse a que en el HACP hay mayor presencia de NO_3^- , lo que se traduce en un mayor consumo de oxígeno. La concentración de OD en el lecho, igualmente se debió al enriquecimiento del agua con oxígeno mediante aireadores situados en el fondo del HACP y la vegetación. La baja concentración de NO_2^- se explica como resultado de su rápido cambio a NO_3^- bajo condiciones ambientales favorables como son la presencia de bacterias nitrificantes y oxígeno molecular libre en solución. Como se observa en la Figura 30, la CE y los STD aumentaron de manera proporcional debido a la degradación de urea y a la presencia de iones disueltos en el medio como lo son el NH_4^+ , HCO_3^- , NO_2^- , NO_3^- , entre otros.

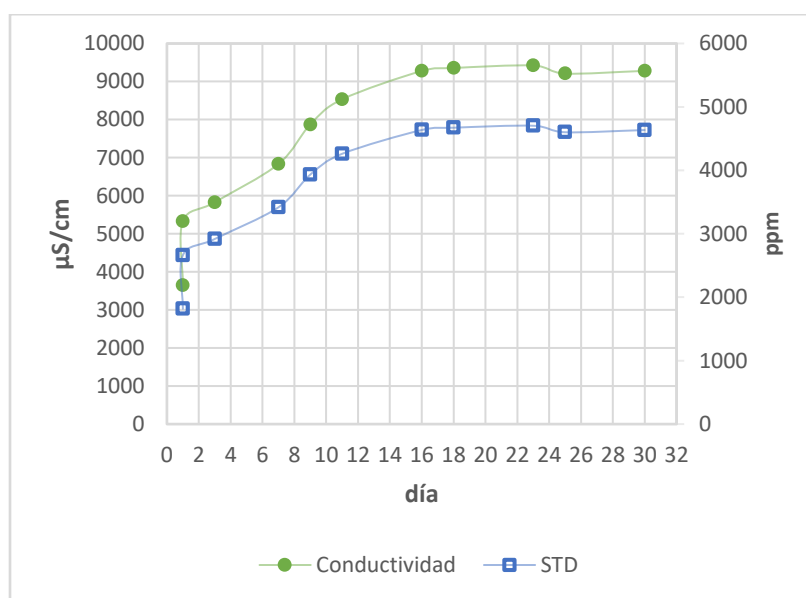


Figura 30. Variación de la CE y los STD a lo largo del tiempo; HACP.

Finalmente, cabe destacar que la nitrificación de la urea se llevó a cabo y se logró transformar a especies nitrogenadas y carbonosas más sencillas. No obstante, la desnitrificación ya no se efectuó debido a que sólo se limitó hasta la etapa de la nitrificación.

De la información anterior y observando el comportamiento de la urea, NO_3^- y DQO, se calculó el orden de la reacción (n) y el valor de su cinética (k) partiendo de los valores experimentales de cada una de las especies mencionadas. Esto se determinó mediante el método de tiempo de vida media y empleando la ecuación 6 para calcular el orden de reacción y de ahí conocer la cinética.

En las Figuras 31, 32 y 33 se presentan los resultados obtenidos para n y k .

UREA

k 54.05

n 0

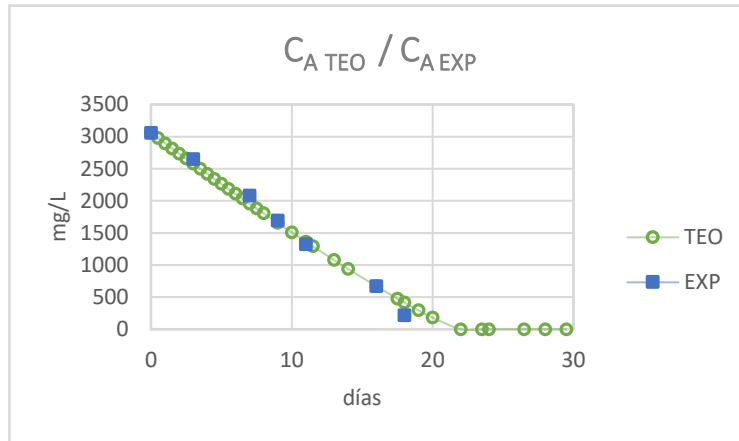


Figura 31. Concentración urea teórica vs. experimental.

NO₃⁻

k 1.82

n 0

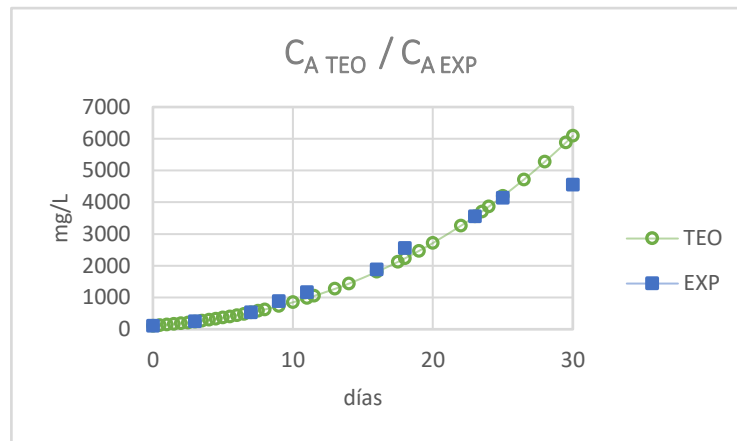


Figura 32. Concentración NO₃⁻ teórica vs. experimental.

DQO

k 0.87

n 0

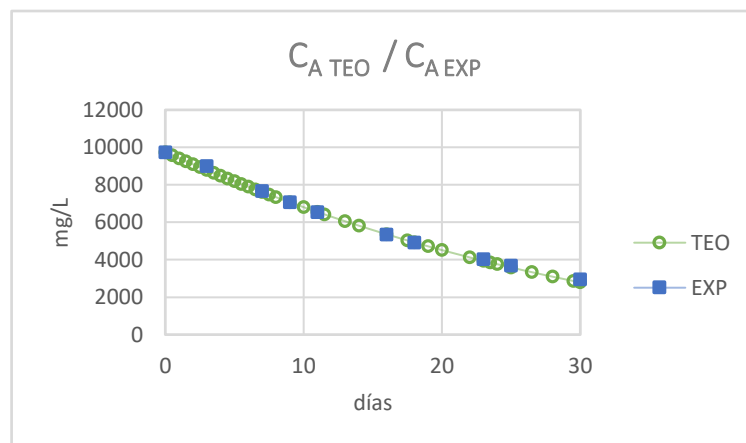


Figura 33. Concentración DQO teórica vs. experimental.

5.5 Comparación HASP vs. HACP

Previamente, se reporta la constante cinética y orden de reacción para urea, NO_3^- y DQO con el fin de tener una primera comparación entre ambos sistemas. Asimismo, para el desarrollo de las Figuras 34, 35 y 36 se tomó el cociente entre un valor experimental a determinado día y el valor experimental inicial, permitiendo establecer una comparación fácil de visualizar para cada especie evaluada y al mismo tiempo observar su comportamiento.

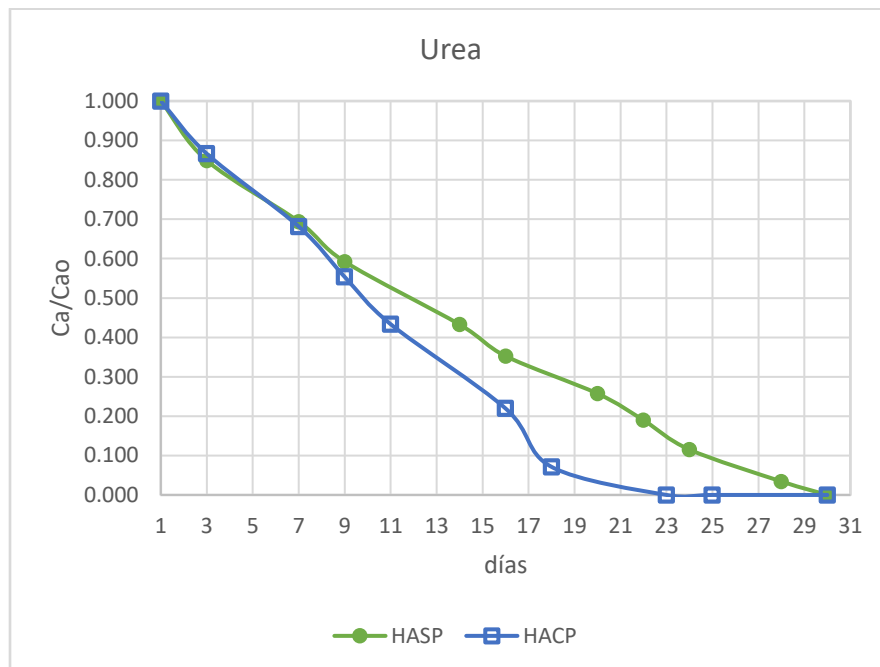


Figura 34. Comportamiento de la urea en HASP y HACP.

En la Figura 34 se observa en los primeros días un comportamiento similar para ambos sistemas, sin embargo, después de la semana de operación se aprecia una notable diferencia entre ambos, donde la disminución es mayor en el HACP en comparación al HASP. De acuerdo a lo anterior, esto tiene un impacto positivo en la eficiencia del proceso de nitrificación y en el tiempo de operación, manifestando de ese modo una ventaja de aplicar un pretratamiento electroquímico a la orina antes de ser vertida a un HA. Para este caso, la OA tiene como función principal acelerar el proceso en la degradación de la urea a especies nitrogenadas y carbonosas más simples de tratar en el HACP y que sean susceptibles a la nitrificación, de ahí que el comportamiento en la disminución sea más rápido.

En la Figura 35, se observa el comportamiento en la formación de nitratos, reafirmando así el hecho de que la nitrificación se desempeña mejor dentro del HACP a partir del día dieciséis, ya que al existir una buena degradación de la urea se promueve la amonificación y, por consiguiente, favorece a que se lleve a cabo el proceso de nitrificación resultando en una mayor presencia de NO_3^- .

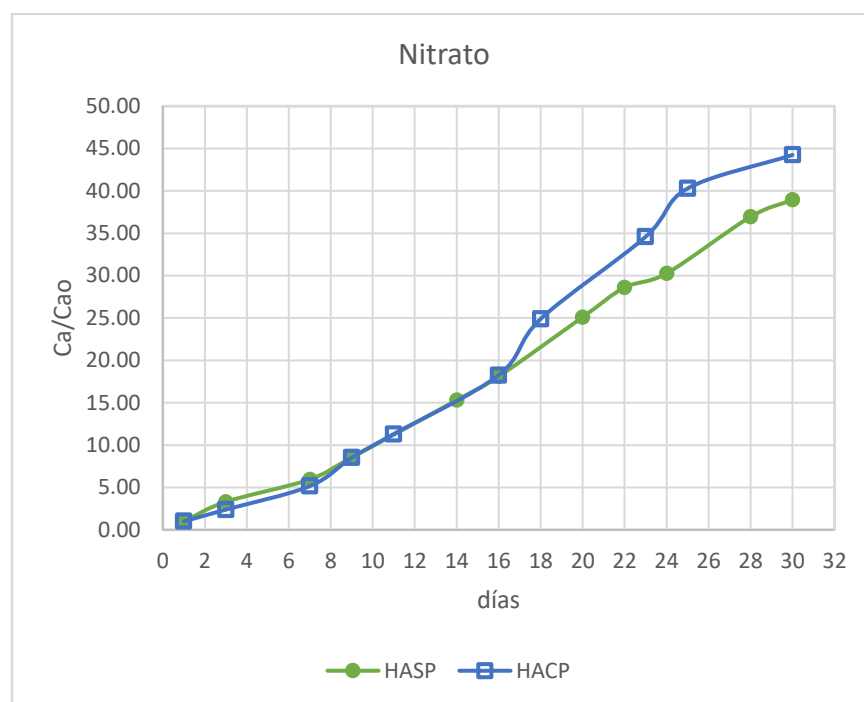


Figura 35. Comportamiento de nitratos en HASP y HACP.

En la Figura 36, se observa un comportamiento semejante entre ambos sistemas, lo que indica que el cambio de la DQO no proviene directamente del pretratamiento electroquímico, sino de la acción depurativa propia del HA. Sin embargo, aunque la disminución de DQO en ambos sistemas ocurre de manera paulatina, es sabido que la concentración de DQO tiende a seguir disminuyendo al paso del tiempo por acción de los fenómenos fisicoquímicos y bioquímicos ocurridos dentro del HA.

Cabe mencionar que los valores promedio de DQO en orina suelen ser altos por el alto contenido de materia orgánica como es el caso de las proteínas, así como de materia inorgánica químicamente oxidable. Lo anterior, es en parte el motivo por el cual no se alcanzaron valores óptimos para la DQO. Sin embargo, se logró una notable disminución de ésta para el tiempo de residencia establecido dentro de los HA.

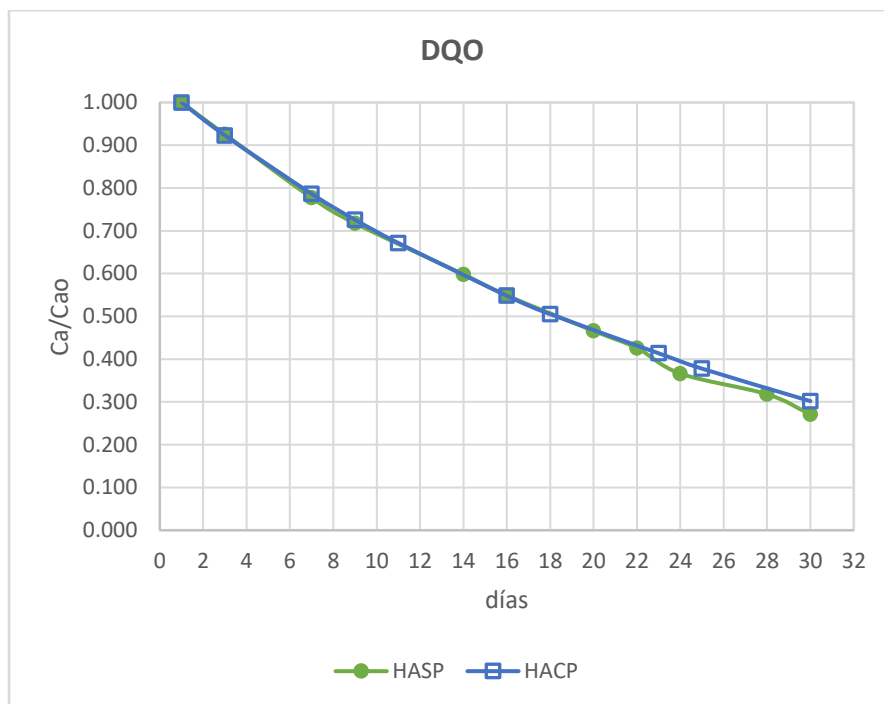


Figura 36. Comportamiento de la DQO en el HASP y HACP.

5.6 Balance Materia Nitrogenada y Carbonosa

Al observar los resultados experimentales y su comportamiento fue posible aproximar valores para efectuar el balance de materia nitrogenada y carbonosa. Asimismo, fueron analizados ambos sistemas para determinar el impacto y la influencia que tiene la aplicación de un pretratamiento en la orina y como este puede condicionar la presencia de ciertas especies a lo largo del tratamiento.

En la Figura 37, se observa el mismo comportamiento descrito anteriormente para las especies analizadas como urea, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- . Sin embargo, como resultado del balance de materia se conoce la existencia de cierta materia nitrogenada y carbonosa que también participa en el proceso. Por ejemplo, NH_3 , CO_2 , HCO_3^- y/o NO_x . En el sistema HASP se observa un incremento constante de CO_2 hasta el día 30, el cual en medio acuoso da origen al H_2CO_3 y HCO_3^- , donde su presencia se justifica mediante el aumento de la conductividad y los STD en el medio (Ray *et al.*, 2018).

No obstante, el NH_3 también está presente en el medio y su aumento en los últimos días se debe a que el pH en el HASP varia y tiende a ser más alcalino, lo que consecuentemente favorece la formación de NH_3 .

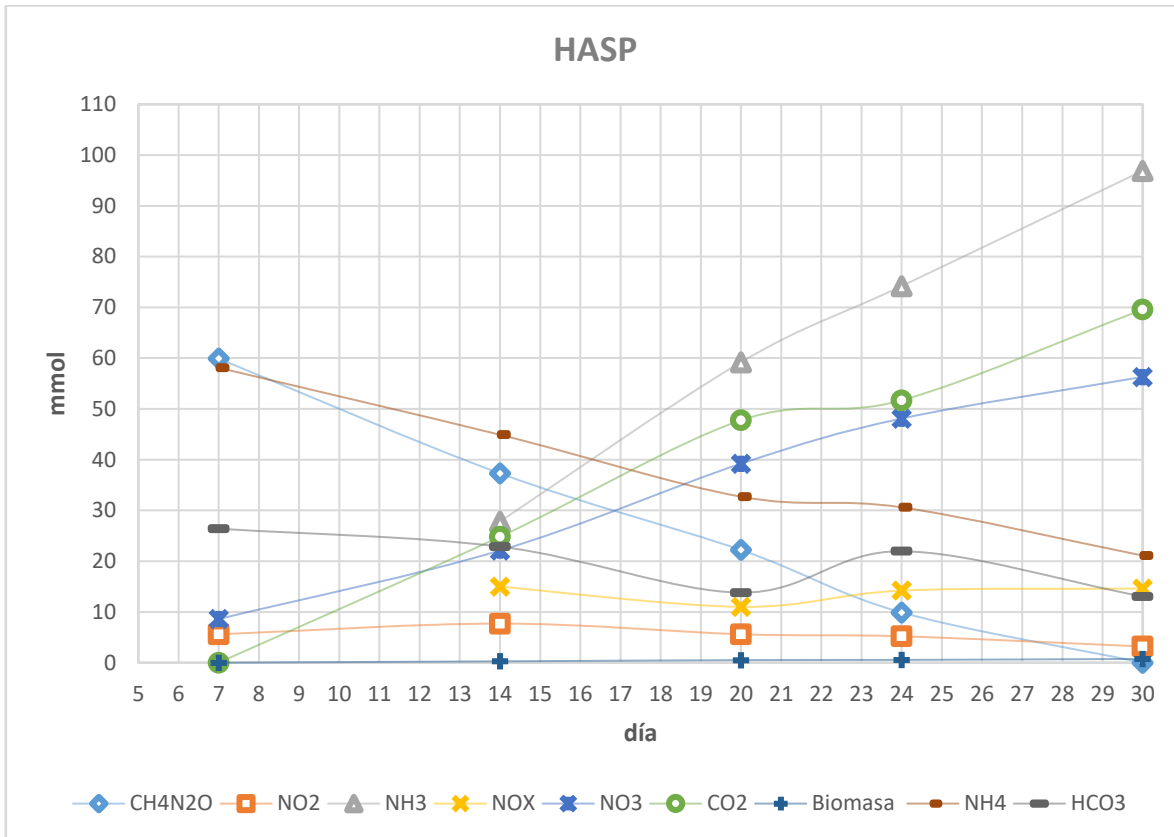


Figura 37. Balance de materia nitrogenada y carbonosa en el HASP.

Del mismo modo, dentro del HACP las especies analizadas como urea, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- mantienen el mismo comportamiento descrito anteriormente. Igualmente, al observar la Figura 38 se tiene al día 20 una presencia casi nula de urea, que posiblemente se deba al hecho de que en este sistema la rapidez de degradación es mayor a la del HASP. La degradación de la molécula de urea tiene como consecuencia la generación de especies nitrogenadas dispuestas a participar en la nitrificación, lo cual es evidente al observar el decremento de NH_4^+ tanto en el HASP como en el HACP, esto debido a que el NH_4^+ participa en la nitrificación y por la acción de microorganismos presentes en la biopelícula reacciona hasta formar NO_3^- .

Cabe mencionar que la presencia de NO_3^- en ambos sistemas es evidente, sin embargo, la presencia en el HACP es mayor precisamente por la facilidad de degradación de la urea para generar especies susceptibles a la nitrificación. Lo anterior, indica que gran parte de la materia nitrogenada se encuentra en forma de NO_3^- , facilitando de ese modo la asimilación por medio de las plantas vasculares contenidas en el humedal, o bien, lograr su incorporación a la atmósfera en forma de N_2 mediante el proceso de desnitrificación.

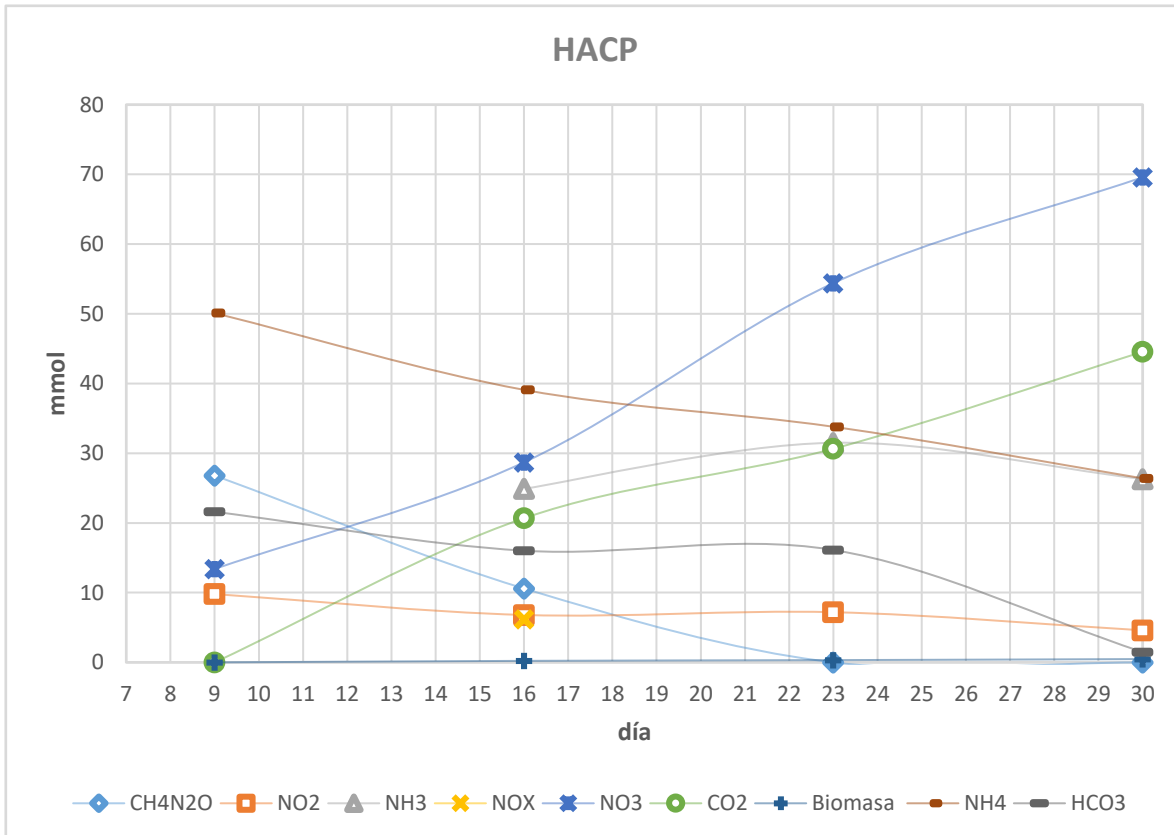


Figura 38. Balance de materia nitrogenada y carbonosa en el HACP.

Existe un aumento de NH_3 y CO_2 , pero su crecimiento no es tan rápido como en el HASP, debido a que en el HACP el pH se estabiliza de mejor manera. Finalmente, al observar la Figura 37 como la 38 se aprecia un fenómeno que ocurre en ambos sistemas, el cual trata de la afinidad entre la urea y el CO_2 , ya que es evidente la relación entre estas especies y resulta visible cierta simetría que guardan en entre sí. Es decir, su comportamiento es inversamente proporcional, lo que indica que la mayoría de la materia carbonosa procedente de la urea tiende a reaccionar para formar CO_2 y de ahí propiciar la formación del equilibrio $\text{H}_2\text{CO}_3 / \text{HCO}_3^-$.

A través de la ecuación global de la nitrificación (Cardot, 2009), se efectuó el balance de materia tanto para el HASP como para el HACP de las especies participantes en el proceso, así como la determinación de la biomasa generada durante el tratamiento. (Figura 39 y 40).

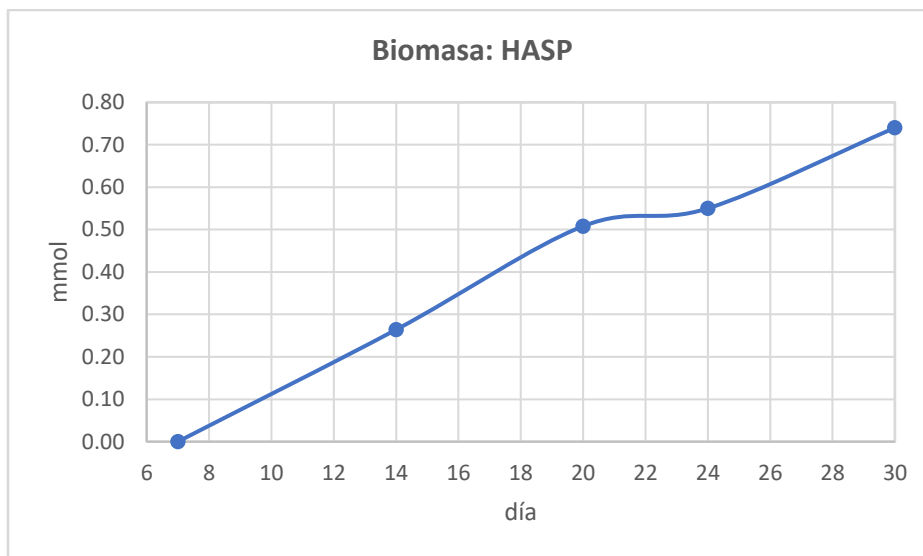


Figura 39. Biomasa generada en el HASP.

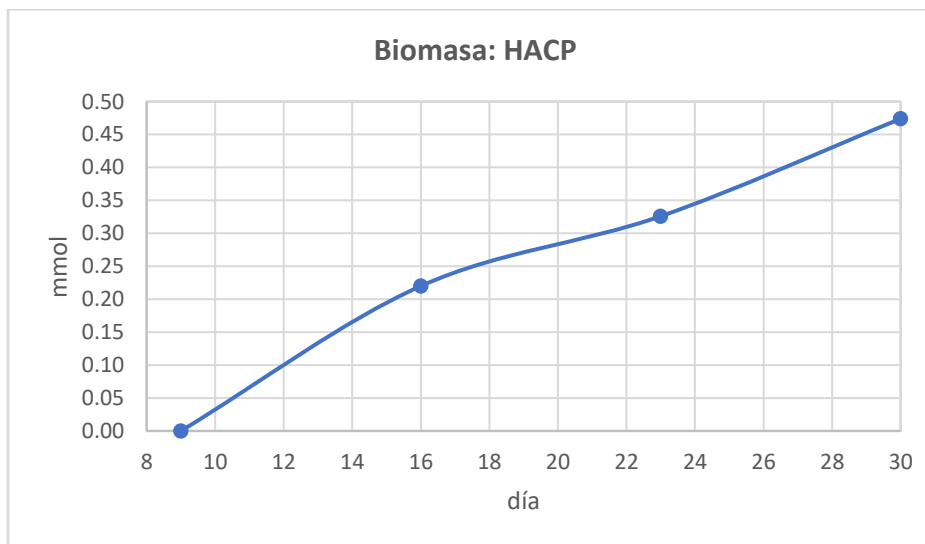


Figura 40. Biomasa generada en el HACP.

6 CONCLUSIONES

Se obtuvo un mejor tratamiento de los contaminantes nitrogenados y carbonosos presentes en la orina al emplear un pretratamiento electroquímico antes de ser incorporada a un humedal artificial de tipo HAFSS. Esto se consiguió mediante el desarrollo de un sistema experimental para el tratamiento de orina humana denominado SEPTOH, donde por acción de la oxidación anódica, la molécula de urea es oxidada a especies más susceptibles al proceso de nitrificación.

Asimismo, por medio de pruebas experimentales se establecieron las condiciones de operación para la celda electrolítica, al igual que se propusieron dos ecuaciones para la estimación de la densidad de corriente.

Finalmente, a través de las técnicas de caracterización mencionadas en el presente trabajo, se obtuvo información que permitió efectuar el análisis del comportamiento depurativo del SEPTOH, así como establecer el balance de materia nitrogenada y carbonosa para cada sistema evaluado.

7 REFERENCIAS

- Aburto, S. (2011). Análisis y modelación del proceso de nitrificación en sistemas experimentales que simulan humedales artificiales. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México, CDMX.
- Alarcón, M.T., Zurita, F., Lara, J.A. & Vidal, G. (2018). Humedales de Tratamiento: Alternativa de Saneamiento de Aguas Residuales Aplicable en América Latina. Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá.
- Andreo, P. (2014). Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas. Tesis de Doctorado. Universidad de Murcia. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.
- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G. & Svoronos, S. (1990) Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*. 24: 97-101.
- APHA, AWWA, & WEF. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.). Washington, DC.
- Aquino, S. & de Andrade, A. (2009). Electrooxidation of glyphosate herbicide at different DSA® compositions: pH, concentration and supporting electrolyte effect. *Electrochimica Acta*, 54(7): 2039-2045.
- Arheimer, B. & Wittgren, H. (2002). Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering* 19, 63–80.
- Arias, O. (2004). Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. Tesina, Barcelona.
- Baglio, V., Di Blasi, A., Denaro, T., Antonucci, V., Aricò, A.S., Ornelas, R, Matteucci, F., Alonso, G., Morales, L., Orozco, G. & Arriaga, L.G. (2008). Synthesis, Characterization and Evaluation of IrO₂-RuO₂ Electrocatalytic Powders for Oxygen Evolution Reaction. *Journal of New Materials for Electrochemical Systems* 11, 105-108.
- Bayley, M., Davison, L. & Headley, T., (2003). Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. *Water Science & Technology*, 48 (5): 175-182.
- Beltrán, J.C., Guajardo, C., Barceló I. D. & López, U.J. (2017). Biotratamiento de efluentes secundarios municipales utilizando microalgas: Efecto del pH, nutrientes (C, N y P) y enriquecimiento con CO₂. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. Vol. 52, N°3: 417-427.

- Bialowiec, A., Janczukowicz, W. & Randerson, P. (2011). Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. *Ecological Engineering*, 37: 897-902.
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo) (2013). Sector de Infraestructura y Medio Ambiente. Tratamiento del agua residual en México. Recuperado de: <https://publications.iadb.org/bitstream/handle/11319/5931/Tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20en%20M%C3%A9xico.pdf?sequence=4>. Fecha de consulta 18 de febrero del 2019.
- Blanco, A. (2012). Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzada aplicados a la Recuperación de Aguas Contaminadas con el Colorante Azoico Direct Yellow - 4. *Análisis Interdisciplinario y Gestión Sostenible*. Barcelona, España.
- Brix, H. (2003). Plants used in constructed wetlands and their functions. Proceedings of the 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. Department of Plant Ecology, Institute of Biological Sciences, University of Aarhus, Risskov, Denmark.
- Burtis, C. A., Ashwood, E. R., & Bruns, D. E. (2012). *Tietz Textbook of Clinical Chemistry and Molecular Diagnostics - E-Book*. Elsevier Health Sciences.
- Cardot, C. (2009). *Les traitements de l'eau pour l'ingénieur. Procédés physico-chimiques et biologiques - Cours et problèmes résolus*. Ellipses. 112-118.
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J. & Díaz, D. (2014). *Indicadores de la Calidad del Agua: Evolución y Tendencias a Nivel Global*. Bogotá, Colombia. Cap. 3: 114.
- CEMDA (Centro Mexicano de Derecho Ambiental) (2006). *El agua en México: lo que todas y todos debemos saber*. Primera Edición, México. Recuperado de: https://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2011/12/agua-mexico_001.pdf. Fecha de consulta 18 de febrero del 2019.
- CENTA (Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua) (2016). *Manual de Depuración de Aguas Residuales Urbanas*. Monográficos Agua en Centroamérica. 69-70.
- Cervantes, L. D. (2018). *Propuesta de un humedal artificial en un edificio de oficinas ubicado al sur de la Ciudad de México*. Tesina: especialidad en ingeniería sanitaria. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, CDMX.
- Chevallier, S. & Toribio, M. (2006). Volatilización del Amoníaco. INTA: Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Departamento de Investigación y Desarrollo. 69-80.
- Cid, A. (2014). *Estudio de viabilidad de un proceso de eliminación de amonio mediante electrooxidación en la EDAR Valle del Vinalopó (Elda)*. Máster Universitario en Gestión Sostenible y Tecnologías del Agua. Universidad de Alicante.

- CONAGUA (2017). Estadísticas del Agua en México. Cap. 2.6. Calidad del Agua. Recuperado de: http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf. Fecha de consulta 5 de marzo del 2019.
- Consolider Tragua, Programa (2010). Tecnologías de tratamiento de aguas para su reutilización. Ministerio de Ciencia e Innovación de España
- Couoh, T. H. (1996). Características físico-químicas del efluente tratado de un hospital y su impacto en el acuífero de Mérida. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Yucatán, México.
- Curt, M. (2005). Fitodepuración en humedales: Conceptos Generales. Manual de Fitodepuración: Filtros de Macrófitas en Flotación. Cap.5: 61-77.
- Díaz, E., Alvarado, A. & Camacho, K. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía. Quivera. Revista de Estudios Territoriales. México vol. 14, núm.1. 78- 97.
- Díaz, E. (2018). Humedales artificiales como sistema de tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM. México, CDMX.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F. & Andrade, M. (2010). Depuración de agua residual por medio de humedales artificiales. Cochabamba – Bolivia: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA).
- Dordio, A.V, Teimão J., Ramalho I., Palace Carvalho A.J. & E. Candeias, 2007. Selection of a support matrix for the removal of some phenoxyacetic compounds in constructed wetland systems. *Sci Total Environ* 380:237–246.
- Drizo, A., Frost, C.A., Smith, K.A., & Grace, J. (1997) Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. Elsevier Science.
- ECODUCTO. Río de la Piedad. (2019). Información: Conjunto de Hidrofitas. Recuperado de: <https://www.ecoducto.mx/blog/conjunto-de-hidr%C3%B3fitas>. Fecha de consulta 26 de marzo de 2019.
- Faulwetter, J., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M., Brisson, J., Camper, A. & Stein, O. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35: 987-1004.
- Fernández, J. (2005). Humedales artificiales para depuración. Manual de Fitodepuración: Filtros de Macrófitas en Flotación. Cap.6: 79-81.
- Fonder, N. & Headley, T. (2013). The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*. 51: 203–211.

- Forero, J., Ortiz, O. & Ríos, F. (2005). Aplicación de Procesos de Oxidación Avanzada como Tratamiento de Fenol en Aguas Residuales Industriales de Refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro*.
- Green, M. & Upton, J. (1995). Constructed reed beds: Appropriate technology for small communities. *International Association on Water Quality*. 32(3): 339-348.
- Gerke, S., Baker, L. & Xu, Y. (2001). Nitrogen Transformations in a Wetland Receiving Lagoon Effluent: Sequential Model and Implications For Water Reuse. *Water Res.* 16 (35): 3857–3866.
- Hayatsu, M., Tago, K. & Saito, M. (2008). Various players in the nitrogen cycle: Diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. *Soil Sci. Plant Nutrition*. 54, 33-45.
- Hsua, C., Hsiehb, H., Yangc, L., Wua, S., Changd, J., Hsiaoa, S., Sue, H., Yehe, C., Hof, Y. & Lina, H. (2011). Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 37, 1533– 1545.
- Jönsson, H. & Vinneras, B. (2004). Adapting the Nutrient Content of Urine and Faeces in Different Countries using FAO and Swedish Data. 2nd International Symposium on Ecological Sanitation. Environment and Infrastructure Sector Project Ecosan. Lübeck, Germany.
- Kadlec, R.H. (2008). The Effects of Wetland Vegetation and Morphology on Nitrogen Processing. *Ecol. Eng.* 33, 126–141.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands*. Segunda Edición. Edit. CRC Press. Taylor & Francis Group.
- Kavukcu, S., Turkmen, M., Soylu, A. & Kuralay, F. (1998). Could conductivity be used as a parameter in urinalysis JPMA. *The Journal of the Pakistan Medical Association*, 48(8), 238–240.
- Kivaisi A. (2001). The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16: 545–560.
- Lara, J.A. (1999), *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales*. Tesis de Maestría en ingeniería y gestión ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña -Instituto Catalán de Tecnología, Barcelona.
- Larsen, T. & Gujer, W. (2001). Waste Design and Source Control Lead to Flexibility in Wastewater Management. *Wat. Sci. Technol.* 43(5), 309-317.
- Lin, Y.F., Ping, S.R. & Wang, T.W. (2001). Effects of Macrophytes and External Carbon sources on Nitrate Removal from Groundwater in Constructed Wetlands. *Environmental Pollution* 119, 413–420.

- Litter, M. (2005). *Tecnologías Avanzadas de Oxidación: Tecnologías Solares*. Unidad de Actividad Química, Centro Atómico Constituyentes, Comisión Nacional de Energía Atómica. San Martín, Argentina.
- Luna, V.M. & Aburto, S. (2014). Sistema de Humedales Artificiales para el Control de la Eutroficación del Lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1): 32-55.
- Lorenc, A. (2008). Investigating the action of urease. *Science in School. The European journal for science teachers*. 39- 44. Recuperado de: <https://www.scienceinschool.org/es/2008/issue9/urease>. Fecha de consulta 27 de junio del 2019.
- Maurer, M., Pronk, W. & Larsen T. (2006). Treatment processes for source-separated urine.
- McGraw-Hill Concise Encyclopedia of Bioscience. (2002). The McGraw-Hill Companies, Inc. Recuperado de: <https://encyclopedia2.thefreedictionary.com/urine>. Fecha de consulta 7 marzo de 2019.
- Mena-Sanz, J. (2008). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos. En: CONAMA 9, Congreso Nacional del Medio Ambiente, Cumbre del Desarrollo Sostenible, Madrid.
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4ª Edición. McGraw Hill Education.
- Mollah, M., Schennach, R., Parga, J. & Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC)- Science and Applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1). 29-41.
- Murcio, S. (2018). Descomposición Electro catalítica de Urea en Medio Acuoso Alcalino Mediante un Ánodo de TiO₂ Nanoparticulado Modificado con Nilliclam y Electro-generación Simultánea de H₂ en Cátodo de Pt. Tesis de Doctorado en Electroquímica.
- NASA CR-1802 (Contractor Report – 1802). (1971). Composition and Concentrative Properties of Human Urine. National Aeronautics and Space Administration. Recuperado de: <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/197044.pdf>. Fecha de consulta 8 de abril de 2019
- Oana, V., Oroian, I. & Fleşeriu, A. (2010). Types of water pollution: point source and non-point source. *AACL: International Journal of the Bioflux Society*.
- Olsson, A. (2017). Urine nitrification: Start-up with high strength urine. Recuperado de: <http://lup.lub.lu.se/student-papers/record/8919320>. Fecha de consulta 12 de mayo de 2019.

- ONU (Organización de las Naciones Unidas) (2015). Recuperado de: <https://www.un.org/es/sections/issues-depth/water/index.html>. Fecha de consulta 20 de febrero del 2019.
- Osorio, F., Torres, J. & Sánchez, M. (2010). Tratamiento de Aguas para la Eliminación de Microorganismos y Agentes Contaminantes. Aplicación de Procesos Industriales a la Reutilización de Aguas Residuales. Díaz de Santos.
- Otto, S., Groffman, P.M., Findlay E.S.E. & Arreola, A.E. (1999). Invasive plant species and microbial processes in a tidal freshwater marsh. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 28: 1252-1257.
- Panizza, M. & Cerisola, G. (2009). Direct And Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants. *Chemical Reviews*.
- Peters, E., Campoy, J. & Flessa, K. (2009). Ciénega de Santa Clara: Programa Integral de Monitoreo. SEMARNAT.
- Platinum Metals Review. (1991). Binary Coatings for DSA®-type Electrodes. Recuperado de: <https://www.technology.matthey.com/article/35/2/95-95/>. Fecha de consulta 2 de mayo del 2019.
- Radomski, J. L., Palmiri, C. & Hearn, W. L. (1978). Concentrations of nitrate in normal human urine and the effect of nitrate ingestion. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 45(1), 63–68.
- Randall, C. W. & Buth, D. (1984). Nitrite Build-Up in Activated Sludge Resulting from Temperature Effects. *Journal Water Pollution Control Federation*. 56: 1039-1044.
- Rodríguez, M. (2012). Evaluación de un Sistema Experimental Tipo Humedal Artificial para Remoción de Lindano. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México, CDMX.
- Rose, C., Parker, A., Jefferson B. & Cartmell, E. (2015). The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*
- Rusydi, A. (2018). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 1-2.
- Segura, J.B. (2014). Desarrollo de un Humedal Artificial Experimental Conformado por Estratos Verticales. Tesis de Maestría. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental – Agua. UNAM. México, CDMX.
- Sejian, V., Gaughan, J., Baumgard, L. & Prasad, C. (2015). *Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation*. New Delhi, India: Springer.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2012). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Cap. 6: 258.

- Simka, W., Piotrowski, J. & Nawrat, G. (2007) Influence of anode material on electrochemical decomposition of urea. *Electrochimica Acta* 52:5696.
- Sreekumar, N. V., Narayana, B., Hegde, P., Manjunatha, B. R. & Sarojini, B. K. (2003). Determination of nitrite by simple diazotization method. *Microchemical Journal*, 74(1), 27–32.
- Strock, J.S. (2008). Ammonification. *Encyclopedia of Ecology. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. 162-165.
- Tanner, C. & Sukias, P. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 229-239.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P. & Zurbrügg, C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies - (2nd Revised Edition)*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Dübendorf, Switzerland. 114.
- Udert, K., Larsen, T. & Gujer, W. (2006). Fate of major compounds in source-separated urine. Dübendorf, Switzerland.
- UN-Water (2015). *World Water Development Report. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo. Datos y Cifras*. Recuperado de: http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015Facts_Figures_SPA_web.pdf. Fecha de consulta 13 de febrero del 2019.
- Urbańczyk, E., Sowa, M. & Simka, W. (2016). Urea removal from aqueous solutions—a review. *Journal of Applied Electrochemistry*. 46: 1011-1029.
- Vinneras, B., Palmquist, H., Balmér, P., Weglin, J., Jensen, A., Andersson, A. & Jönsson, H. (2006). The Characteristics of Household Wastewater and Biodegradable Waste-Aproposal for New Swedish Norms. *Urban Water* 3, 3-11.
- von Münch, E. (2009). Basic overview of urine diversion components (waterless urinals, UD toilet bowls and pans, piping and storage). Recuperado de: <http://www.protos.ngo/en/basic-overview-urine-diversion-components-waterless-urinals-and-pans-piping>. Fecha de consulta 2 de febrero del 2019.
- Vymazal, J. (2007). Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Science of The Total Environment: An International Journal for Scientific Research into the Environment and its Relationship with Humankind*. 380(1-3):48-65.
- Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35, 1–17.
- Wood, A. (1995). Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. *Water Sci. Technol.*, 32(3): 21-29.
- Zayas, T., Picazo, M., Morales, U., Torres, E. & Salgado, L. (2015). Effectiveness of Ti/RuO₂ and Ti/RuCo (40%:40%:20%) OxAnodes for Electrochemical Treatment of Paper Industry Wastewater. *Int. J. Electrochem. Sci.*, 10 (2015) 7840 -7853.

ANEXO I. TABLAS DE RESULTADOS

DEN: 500 C/L			
t	Z	I	CA
0	4.87	0.035	6000
10	4.87	0.035	5886
20	4.88	0.035	5792
30	4.93	0.035	5674
40	5.04	0.035	5587
50	5.08	0.035	5518
60	5.23	0.035	5450
70	5.39	0.035	5391
80	5.37	0.035	5335
90	5.24	0.035	5273
100	5.35	0.035	5224
110	5.50	0.035	5171
120	5.63	0.035	5129
% remoción			14.5

DEN: 1000 C/L			
t	Z	I	CA
0	7.08	0.07	6000
10	7.22	0.07	5697
20	7.42	0.07	5485
30	7.65	0.07	5283
40	7.71	0.07	5104
50	7.90	0.07	4971
60	8.08	0.07	4852
70	8.02	0.07	4734
80	8.01	0.07	4625
90	7.97	0.07	4516
100	8.38	0.07	4418
110	8.44	0.07	4317
120	8.62	0.07	4202
% remoción			30.0

DEN: Demanda De Energía Neta (Coulomb/Litro)

t: tiempo (min)

Z: Diferencia de Potencial (Volts)

I: Corriente (Ampers)

CA: Concentración (mg/L)

DEN: 2000 C/L			
t	Z	I	CA
0	10.52	0.14	6000
10	11.01	0.14	5520
20	11.50	0.14	5242
30	11.75	0.14	4977
40	11.88	0.14	4681
50	11.92	0.14	4435
60	12.01	0.14	4213
70	12.25	0.14	3994
80	12.18	0.14	3766
90	12.15	0.14	3589
100	12.73	0.14	3425
110	12.78	0.14	3278
120	12.85	0.14	3127
% remoción			47.9

DEN: 3000 C/L			
t	Z	I	CA
0	14.52	0.21	6000
10	15.80	0.21	5384
20	16.28	0.21	4992
30	16.47	0.21	4611
40	16.52	0.21	4317
50	16.58	0.21	4073
60	16.55	0.21	3860
70	16.17	0.21	3645
80	16.10	0.21	3386
90	16.29	0.21	3152
100	16.56	0.21	2884
110	16.17	0.21	2649
120	16.04	0.21	2358
% remoción			60.7

DEN: Demanda De Energía Neta (Coulomb/Litro)

t: tiempo (min)

Z: Diferencia de Potencial (Volts)

I: Corriente (Ampers)

CA: Concentración (mg/L)

Medición de Parámetros Físicoquímicos: HASP

	22-may	24-may	28-may	30-may	04-jun	06-jun	10-jun	12-jun	14-jun	18-jun	20-jun
	950 mL [Dil 25%]										
	MI	VI	MA	JU	MA	JU	LU	MI	VI	MA	JU
	1	3	7	9	14	16	20	22	24	28	30
Urea (mg/L)	5450	4627	3782	3228	2358	1921	1402	1034	628	187	ND
NH4 (mg/L)	550	720	1100	1200	850	710	620	670	580	500	400
NO2 (mg/L)	0	385	272	357	375	359	270	235	254	125	153
NO3 (mg/L)	94	312	561	806	1444	2044	2557	2887	3138	3486	3674
DQO (mg/L)	8710	8060	6770	6250	5210	4780	4060	3710	3190	2770	2360
pH	6.51	7.22	7.43	7.39	7.56	7.58	7.65	7.73	7.62	7.54	7.51
%DO	36.7	49.2	58.1	56.9	66.8	69.2	48.3	48.7	54.8	50.4	54.0
mg/LDO	2.37	3.18	3.75	3.68	4.32	4.47	3.12	3.15	3.54	3.26	3.49
µS/cm	2946	5084	6286	7364	8464	9296	9864	9356	9162	9344	9254
ppm Tds	1468	2538	3148	3679	4230	4651	4927	4673	4582	4668	4625
FNU	12.9	12.6	10.7	12.3	11.4	12.5	9.7	8.7	7.4	5.8	5.4

Medición de Parámetros Físicoquímicos: HACP

		25-jun	27-jun	01-jul	03-jul	05-jul	10-jul	12-jul	17-jul	19-jul	24-jul
	950 mL [Dil 25%]										
	MA	JU	LU	MI	VI	MI	VI	MI	VI	MI	MI
	1	1	3	7	9	11	16	18	23	25	30
Urea (mg/L)	6224	3057	2648	2083	1692	1325	671	218	ND	ND	ND
NH4 (mg/L)	680	620	830	1200	950	870	740	750	640	590	500
NO2 (mg/L)	0.00	11.87	279.17	385.49	476.01	427.16	327.30	374.71	348.13	291.38	220.98
NO3 (mg/L)	125.73	102.72	244.98	529.50	874.69	1161.30	1874.69	2556.90	3552.72	4138.49	4544.77
DQO (mg/L)	8830	9740	8990	7660	7070	6540	5340	4920	4030	3680	2940
pH	6.65	7.22	7.57	7.73	7.66	7.55	7.61	7.54	7.65	7.57	7.68
%DO	42.3	18.4	31.2	49.1	53.4	60.7	58.5	69.9	61.2	58.6	55.8
mg/LDO	2.48	1.08	1.83	2.88	3.13	3.56	3.43	4.10	3.59	3.44	3.28
µS/cm	3649	5330	5827	6832	7872	8534	9278	9356	9421	9210	9280
ppm Tds	1818	2662	2918	3417	3933	4261	4636	4672	4703	4601	4635
FNU	38.6	370	65.3	28.2	18.4	16.2	15.1	12.7	8.5	7.5	5.7

Determinación de la rapidez mediante la k y n

OA	
UREA	
k	54.05
n	0
NITRATO	
k	1.82
n	0
DQO	
k	0.87
n	0.65

		OA	SIN OA
UREA	t	rC	rS
3057	0	162	207
2648	3	158	192
2083	7	153	169
1692	9	149	151
1325	11	144	133
671	16	131	92
218	18	113	51

OA: Oxidación Anódica

t: tiempo (días)

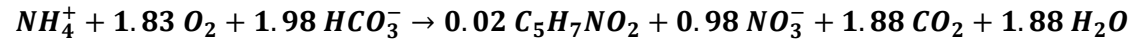
rC: rapidez con celda (mg/L• día)

rS: rapidez sin celda (mg/L• día)

SIN OA	
UREA	
k	2.89
n	0
NITRATO	
k	3.78
n	0
DQO	
k	3.95
n	0

		OA	SIN OA
NITRATO	t	rC	rS
94	0	31	37
312	3	66	68
561	7	96	91
806	9	120	110
1444	14	173	147
2044	16	214	175
2557	20	247	196
2887	22	266	208
3138	24	280	217
3486	28	299	229
3674	30	309	235

		OA	SIN OA
DQO	t	rC	rS
8710	0	305	273
8060	3	290	263
6770	7	259	243
6250	9	246	234
5210	14	219	215
4780	16	207	206
4060	20	186	191
3710	22	176	183
3190	24	159	171
2770	28	146	160
2360	30	131	148



Balance de materia nitrogenada y carbonosa: HASP

	7	14	20	24	30
CH₄N₂O	59.9	37.3	22.2	9.9	0
NO₂	5.6	7.7	5.6	5.2	3.2
NH₃		27.8	59.2	74.2	96.9
NO_x		15	11	14.2	14.6
NO₃	8.6	22.1	39.2	48.1	56.3
NH₄	58.1	44.9	32.7	30.6	21.1
HCO₃	26.4	22.9	13.8	22.0	13.0
CO₂	0.0	24.8	47.8	51.7	69.6
Biomasa	0.0	0.3	0.5	0.6	0.7

NO₃	0.98
-----------------------	------

NH₄	1
HCO₃	1.98

CO₂	1.88
Biomasa	0.02

Balance de materia nitrogenada y carbonosa: HACP

	9	16	23	30
CH₄N₂O	26.8	10.6	0	0
NO₂	9.8	6.8	7.2	4.6
NH₃		24.9	31.5	26.3
NO_x		6.2		
NO₃	13.4	28.7	54.4	69.6
NH₄	50.1	39.1	33.8	26.4
HCO₃	21.6	16.0	16.1	1.5
CO₂	0.0	20.7	30.6	44.6
Biomasa	0.0	0.2	0.3	0.5

Medición de Parámetros Fisicoquímicos con Desviación Estándar: HASP

UREA

Desv.est.	395.98	410.12	288.50	209.30	142.84	132.94	113.14	70.71	63.64	14.14	0.00
90%	0.07	0.09	0.08	0.06	0.06	0.07	0.08	0.07	0.10	0.08	0.00

NH₄

Desv.est.	14.14	14.14	28.28	42.43	14.14	14.14	14.14	14.14	14.14	14.14	14.14
96%	0.03	0.02	0.03	0.04	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.04

NO₂⁻

Desv.est.	0.00	44.93	33.92	31.78	40.61	45.12	35.11	21.70	28.32	10.51	15.17
87%	0.00	0.12	0.12	0.09	0.11	0.13	0.13	0.09	0.11	0.08	0.10

NO₃⁻

Desv.est.	11.81	36.88	67.71	71.63	130.50	179.81	237.45	345.70	245.37	341.14	434.08
87%	0.13	0.12	0.12	0.09	0.09	0.09	0.09	0.12	0.08	0.10	0.12

DQO

Desv.est.	1381.69	1111.57	831.56	1149.76	591.14	756.60	506.29	478.00	412.95	339.41	360.62
82%	0.16	0.14	0.12	0.18	0.11	0.16	0.12	0.13	0.13	0.12	0.15

Medición de Parámetros Físicoquímicos con Desviación Estándar: HACP

UREA

Desv.est.	490.73	278.60	161.22	159.81	103.24	101.82	36.77	12.73	0.00	0.00	0.00
91%	0.08	0.09	0.06	0.08	0.06	0.08	0.05	0.06	0.00	0.00	0.00

NH₄

Desv.est.	14.14	14.14	28.28	42.43	28.28	14.14	14.14	0.00	14.14	14.14	14.14
96%	0.02	0.02	0.03	0.04	0.03	0.02	0.02	0.00	0.02	0.02	0.03

NO₂⁻

Desv.est.	0.00	1.23	24.28	45.98	43.85	35.14	33.52	44.85	43.65	28.82	17.00
87%	0.00	0.10	0.09	0.12	0.09	0.08	0.10	0.12	0.13	0.10	0.08

NO₃⁻

Desv.est.	11.69	8.09	32.56	60.11	78.75	131.10	167.85	291.46	421.83	471.65	389.23
87%	0.09	0.08	0.13	0.11	0.09	0.11	0.09	0.11	0.12	0.11	0.09

DQO

Desv.est.	931.97	888.13	1050.76	994.19	742.46	861.26	758.02	746.70	618.01	386.08	459.62
84%	0.11	0.09	0.12	0.13	0.11	0.13	0.14	0.15	0.15	0.10	0.16

ANEXO II. METODOLOGÍA DE PRUEBAS ANALÍTICAS

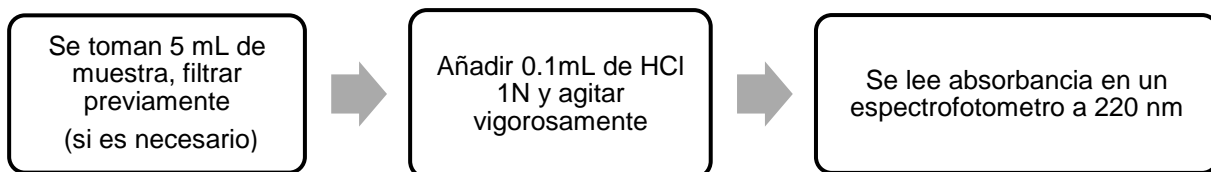
Nitratos (NO_3^-)

La determinación de los nitratos presentes en la muestra se llevó a cabo por el método de espectrofotometría ultravioleta [4500 - NO_3^-], descrito en APHA, *Standard Methods For The Examination of Water And Wastewater* (1992), esta determinación debe procurarse hacerse poco tiempo después de haber tomado la muestra.

Despejando [NO_3^-]:

$$[\text{NO}_3^-] = \frac{\text{Abs} + 0.0011}{0.0239}$$

Una vez obtenida la curva patrón se llevó a cabo la determinación de nitratos en la orina. Para ello, se realizó de nuevo una disolución, pero en vez de agregar nitrato, se agregó 5 ml de orina. El experimento se hizo por duplicado. Una vez obtenida la absorbancia de la muestra, se sustituyó en la ecuación y se obtuvo la concentración de nitratos, teniendo en cuenta el factor de dilución.



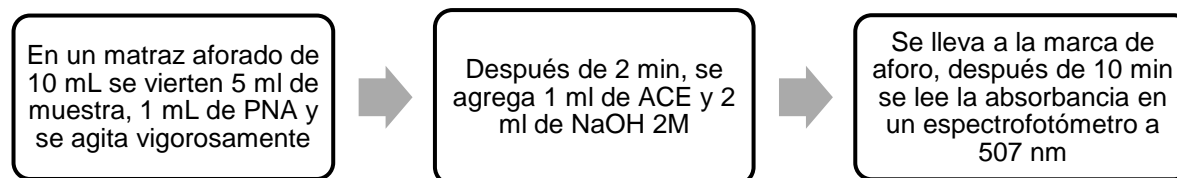
Nitritos (NO_2^-)

La determinación de nitritos se llevó a cabo por el método de diazotización simple descrita en *Determination of nitrite by simple diazotization method* (Sreekumar *et al.*, 2003). La técnica que se enuncia a continuación se basa en las reacciones simples de diazotización que se llevan a cabo con la P-nitroanilina (PNA) con el acetoacetato de etil.

Despejando $[\text{NO}_2^-]$:

$$[\text{NO}_2^-] = \frac{\text{Abs} + 0.0116}{0.1392}$$

La determinación se llevó a cabo por duplicado. En un matraz aforado de 10 mL se colocaron 5 mL de muestra, se añadió 1 mL de p-nitroanilina y se agitó durante 2 min. Posteriormente, se añadió 1 mL de acetoacetato de etilo y 2 mL de NaOH 2M y se llevó a la marca de aforo. Después de 10 min se lee la absorbancia en un espectrofotómetro a 507 nm.



Demanda Química del Oxígeno (DQO)

Para la determinación de la DQO, se siguió el método colorimétrico de refluo cerrado [5220 - D], donde su procedimiento es descrito en APHA, Standard Methods For The Examination of Water And Wastewater (1992).

Para la medición de DQO, es necesario preparar las siguientes disoluciones:

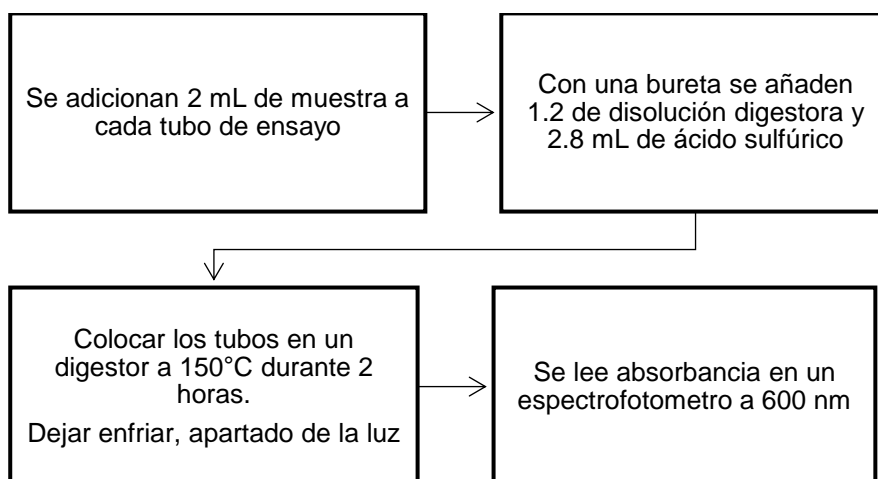
1) Disolución Digestora: se añaden 100 mL de agua, 0.0432 g de $K_2Cr_2O_7$ secado a $150^\circ C$ por 2 h, adicionar 33.4 mL de H_2SO_4 y 6.66 g de $HgSO_4$. Disolver, dejar enfriar y aforar a 200 mL.

2) Ácido Sulfúrico: se adicionan 5.5 g de Ag_2SO_4/kg H_2SO_4 (H_2SO_4 1.84 g/mL), es decir 5.5 g de $Ag_2SO_4/543.5$ mL de H_2SO_4 . (5.06 g/500 mL)

Despejando [DQO]:

$$[DQO] = \frac{Abs + 0.001}{0.0005}$$

Una vez obtenida la curva patrón, se determinó la DQO de la orina, en donde: se adicionan 2 mL de muestra a cada tubo de ensayo, después con una bureta se añaden 1.2 mL de disolución digestora y 2.8 mL de ácido sulfúrico. Se homogenizan en un agitador vórtex y posteriormente son colocados en el digestor a $150^\circ C$ durante 2 horas (excepto los tubos correspondientes a blancos fríos). Se dejan enfriar apartado de la luz y se lee absorbancia a 600 nm en el espectrofotómetro.



Amonio (NH₄⁺)

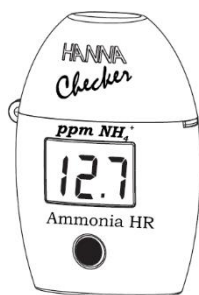
La determinación de amonio se utilizó un colorímetro (HI 733) de la marca HANNA®. Este equipo permite determinar concentraciones de amonio en valores de alto rango o intervalo, según la adaptación del Método Nessler.

El medidor HI 733 incluye para la realización de la prueba:

- 2 cubetas de medición con tapas
- 1 bote de reactivo HI 733A-0
- 1 bote de reactivo HI 733B-0

El procedimiento para determinación de amonio es la siguiente:

1. Se enciende el HI 733 pulsando el botón, se debe mostrar en la pantalla, "C.1", "Add" y aparece "Press" parpadeante, lo que indica que el equipo está listo.
2. Con una jeringa se añade 1 ml de la muestra a la cubeta. Posteriormente se agregan 9 ml del reactivo HI733B-0 a la cubeta. Se introduce la cubeta en el porta-cubeta y cierre la tapa del medidor.
3. Nuevamente se pulsa el botón. Cuando la pantalla muestre "Add", "C.2" con "Press" parpadeante el medidor está a cero.
4. Extraer la cubeta, se abre y añadir 4 gotas del reactivo HI 733A-0. Colocar la tapa, agitar e introducir nuevamente en el porta-cubeta.
5. Pulsar el botón y mantener presionado el botón hasta que se muestre un temporizador en la pantalla. Alternativamente esperar 3 minutos y 30 segundos.
6. El medidor muestra directamente la concentración en mg/l de NH₄⁺.



Urea

La determinación se llevó a cabo mediante la utilización del kit de la marca SPINREACT, el cual emplea un método enzimático colorimétrico cuyo principio es la hidrólisis de la urea catalizada por la ureasa para formar amonio y anhídrido carbónico. Los iones amonio reaccionan con salicilato e hipoclorito, en presencia del catalizador nitroprusiato, para formar un indofenol verde. La intensidad del color formado es proporcional a la concentración de urea en la muestra.

Los reactivos empleados son los siguientes:

REACTIVO	CONTENIDO	
R ₁	Tampón fosfatos pH 6-7	50 mmol/L
Tampón	EDTA	2 mmol/L
	Salicilato sódico	400 mmol/L
	Nitroprusiato sódico	10 mmol/L
	<hr/>	
R ₂	Hipoclorito sódico (ClONa)	140 mmol/L
ClONa	Hidróxido sódico	150 mmol/L
R ₃	Ureasa	30000 U/L
Enzimas	<hr/>	
Urea Cal	Patrón primario acuoso de urea	50 mg/dL

Preparación

Reactivo de trabajo (RT): Disolver una tableta del vial R₃ en el frasco de R₁. Tapar y mezclar suavemente hasta disolver su contenido. Estabilidad: 4 semanas a 2-8°C o 7 días a temperatura ambiente.

El R₂ ClONa está listo para su uso.

Procedimiento

1. Condiciones del ensayo:

Longitud de onda	Cubeta	Temperatura
580 nm	1 cm paso de luz	37°C / 15-25°C

2. Ajustar el espectrofotómetro a cero frente a agua destilada.

3. Pipetear en una cubeta:

	Blanco	Patrón	Muestra
RT (mL)	1	1	1
Urea cal (µL)	-	10	-
Muestra (µL)	-	-	10

4. Mezclar e incubar 5 min a 37°C o 10 min a temperatura ambiente (15-25°C)

5. Pipetear:

	Blanco	Patrón	Muestra
R2 (mL)	1	1	1

6. Mezclar e incubar 5 min. a 37°C o 10 min. a temperatura ambiente.

7. Leer la absorbancia (A) del patrón y la muestra, frente al Blanco de reactivo.

El color es estable como mínimo 30 minutos a 15-25°C.

Cálculos

$$\frac{(A) \text{ Muestra} - (A) \text{ Blanco}}{(A) \text{ Patrón} - (A) \text{ Blanco}} \times 50 (\text{Urea cal}) = \frac{\text{mg}}{\text{dL}} \text{ Urea}$$