

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA APLICACIÓN DE UN
GEOPOLÍMERO EN LA REMOCIÓN DE AMONIO PRESENTE EN EL
AGUA.**

EMILY VANESSA CHAMORRO VARGAS

ID: 293470

Universidad Pontificia Bolivariana – Seccional Bucaramanga

Escuela de Ingeniería

Facultad de Ingeniería Ambiental

Bucaramanga

2020

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA APLICACIÓN DE UN
GEOPOLÍMERO EN LA REMOCIÓN DE AMONIO PRESENTE EN EL
AGUA.**

EMILY VANESSA CHAMORRO VARGAS

ID: 293470

Proyecto de grado presentado como requisito optar el título de:
INGENIERA AMBIENTAL

Directora del Proyecto
MSc. ANGÉLICA MARÍA MUSKUS MORALES

Universidad Pontificia Bolivariana – Seccional Bucaramanga
Escuela de Ingeniería
Facultad de Ingeniería Ambiental
Bucaramanga

2020

Dedicatoria

Este trabajo está dedicado principalmente a Dios, que me brinda fuerza y tranquilidad en todos los momentos y a mi familia, especialmente a mis padres quienes me han ayudado con su guía y apoyo, exigiéndome, pero al mismo tiempo brindándome amor en todos los momentos. A mi hermana Zayra que desde lejos ella me da motivación cada día. A María Teresa, mi nona, la persona que me encomienda en sus oraciones todas las noches.

Agradecimientos

Agradezco desde mi corazón a Dios que me ha guiado en todo el camino con sus bendiciones cada día, siempre acompañándome en todo el camino y ayudándome a superar todas las dificultades con perseverancia, amor y optimismo. A mis padres que han estado a mi lado en todos los momentos de felicidad y dificultad siempre teniendo certeza en este proyecto, pero principalmente les agradezco por su comprensión y tolerancia que me han brindado mediante hechos y palabras de motivación. A mi abuela María Teresa y mi hermana Zayra, ya que ambas me demuestran lo que es ser una mujer fuerte y sin miedo a los obstáculos, siempre teniendo fe en uno mismo.

A la profesora Angélica Muskus, quien con su criterio, guía y carisma me ha ayudado desde el inicio siendo la directora de este proyecto, agradecida por brindarme tiempo y opiniones muy valiosas. Al personal de laboratorio de la facultad, Naidu y Alcides por su ayuda y consejos en la fase de experimentación.

A mis amigos que han generado sonrisas y compañía aún desde lejos, a Juan Pablo por ser un amigo excepcional que me ha colaborado durante largas horas, siempre con una actitud increíble y teniendo paciencia conmigo. A los compañeros de laboratorio por el carisma que poseen haciendo que el trabajo sea grato.

Contenido

Resumen.....	1
Summary	2
Introducción	3
Capítulo 1	6
Delimitación del problema.....	6
Capítulo 2	8
Antecedentes	8
Nivel Internacional.....	8
Nivel Nacional.....	9
Capítulo 3	11
Justificación	11
Capítulo 4	13
Objetivos.....	13
Objetivo General	13
Objetivos Específicos.....	13
Capítulo 5	14
Marco teórico	14
5.1 Generalidades del Ion amonio.....	14
5.1.1 El ciclo del amonio	14
5.1.2 Química del amonio.....	17
5.1.3 El ion amonio en diferentes fuentes.....	19
5.2 Problemática del amonio.....	21
5.2.1 El amonio en ecosistemas acuáticos.	21
5.2.2 Implicaciones en la salud humana.	23
5.2.3 Marco legal Internacional y Nacional.....	24
5.3 Formas de eliminación del amonio en el agua.....	26
5.3.1 Procesos biológicos.....	26

5.3.2	Sistemas electroquímicos.....	26
5.3.3	Separación implementando membrana.	26
5.3.4	Stripping con aire.....	27
5.3.5	Sistema de adsorción.....	27
5.4	Material adsorbente: Polímeros.....	27
5.4.1	Generalidades de los polímeros	27
5.4.2	Los geopolímeros.....	29
5.4.3	Sintetización de los geopolímeros.....	29
5.4.4	Propiedades de los geopolímeros.....	30
5.5	Procedencia del geopolímero analizado	30
5.6	El proceso de adsorción en fase líquida	31
5.6.1	Tipos de Adsorción.....	32
5.6.2	Parámetros que influyen en el proceso de adsorción.....	33
5.7	Isoterma de adsorción.....	34
5.7.1	Modelo de Langmuir.....	35
5.7.2	Modelo de Freundlich.....	36
5.8	Desarrollo de la cinética.....	36
5.8.1	Fases de la cinética.....	37
5.8.2	Modelo de pseudo primer orden (PPO)	38
5.8.3	Modelo de pseudo segundo orden (PSO).....	39
Capítulo 6	40
Metodología	40
6.1	Condiciones iniciales.....	40
6.1.1	Reactivos.....	40
6.1.2	Adsorbente	41
6.1.3	Electrodo	41
6.1.4	Cubrimiento de la muestra.....	43
6.2	Parte 1: Identificación del pH óptimo.	43
6.3	Parte 2: Variación en las concentraciones de amonio.....	45

6.4 Parte 3:Recolección de las muestras	46
6.4.1 Desarrollo de la toma de muestras.	46
6.4.2 Caracterización del muestreo de la PTAR	50
6.4.3 Caracterización del muestreo de la Quebrada Menzuly.....	50
6.5 Parte 4: Acondicionamiento de las muestras para la adsorción.	51
6.5.1 Remoción con 0.1 g de material adsorbente.	52
6.5.2 Remoción con 1g de material adsorbente.	53
6.6 Parte 5: Filtración del geopolímero.....	54
6.7 Parte 6: Obtención de la isoterma y cinética de adsorción.....	55
6.7.1 Determinación del equilibrio de adsorción	56
6.7.2 Coeficiente de determinación.....	59
6.7.3 Procedimiento de isoterma de Langmuir	60
6.7.4 Elaboración de isoterma de Freundlich.....	61
6.7.5 Eficiencia de remoción.....	63
6.7.6 Obtención del pseudo- primer orden.....	63
6.7.7 Determinación del pseudo – segundo orden	64
6.8 Análisis estadístico.....	65
6.8.1 Implementado en el electrodo.....	65
6.8.2 Aplicación de la estadística en las concentraciones.....	68
6.8.3 Análisis estadístico de la isoterma de adsorción.....	69
6.8.4 Estadística del error en el modelo de cinética de adsorción.	72
6.9 Caracterización del material.....	72
6.9.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Análisis Químico (EDS).	72
Capítulo 7	73
Resultados y discusión.....	73
7.1 Primera parte: Identificación del pH óptimo en la remoción de amonio.	73
7.2 Segunda parte: Remoción de amonio en diferentes concentraciones y dosis de geopolímero.	77
7.3 Tercera parte: Remoción de amonio en diferentes calidades de agua.....	80
7.3.1 Recolección de las muestras de agua y acondicionamiento.....	80

7.3.2	Análisis de los parámetros fisicoquímicos de las calidades de agua.	81
7.3.3	Remoción con diferentes clases de geopolímero.	83
7.4	Cuarta parte: Identificación de la isoterma de adsorción.	87
7.4.1	Determinación equilibrio de adsorción.	87
7.4.2	Equilibrio en agua destilada.....	88
7.4.3	Equilibrio en diferentes calidades de agua.....	90
7.4.4	Determinación de las isotermas.	92
7.4.5	Obtención de la isoterma de Langmuir.	93
7.4.6	Obtención de la isoterma de Freundlich	94
7.4.7	Elección de la isoterma de adsorción.....	96
7.4.8	Eficiencia de adsorción.	98
7.5	Quinta parte: identificación de la cinética de adsorción.	99
7.5.1	Modelo de pseudo primer orden. (PPO)	100
7.5.2	Modelo de pseudo segundo orden (PSO).....	101
7.6	Sexta parte: Microscopía Electrónica de Barrido y Análisis Químico.....	104
7.6.1	Modificación del material de partida a geopolímero.	104
7.6.2	Análisis del SEM y EDS con diferentes calidades de agua.	107
7.7	Séptima Parte: Análisis estadístico.	110
7.7.1	Precisión del electrodo.....	111
7.7.2	Exactitud de las concentraciones.	113
Capítulo 8	114
Conclusiones	114
Recomendaciones	116
Referencias	117
Anexos	124

Lista de Anexos

Anexo A. Código de Matlab para la obtención del coeficiente de determinación.	124
Anexo B. Código estadístico de Matlab.	126
Anexo C. Especificaciones del electrodo	128
Anexo D. Especificación del equipo de microscopio de barrido.....	128
Anexo E. Resultados de Laboratorio de Estudios Ambientales	129
Anexo F. Resultados de remoción de amonio a diferentes pH.....	131
Anexo G. Remoción de amonio con diferentes concentraciones iniciales.....	132
Anexo H. Porcentaje de amónico en solución de acuerdo con el pH y temperatura.	134
Anexo I. Adsorción de amonio en diferentes clases de agua.....	135
Anexo J. Resultados de Q_t	136
Anexo K. Equilibrio de las isothermas	138
Anexo L. Resultados de las isothermas	139
Anexo M. Eficiencia de adsorción.....	140
Anexo N. Resultados de PPO y PSO.	141
Anexo O. Resultados de calibración.....	143

Lista de Ecuaciones

Ecuación 1. Fijación del Nitrogeno.....	15
Ecuación 2. Proceso de amonificación.....	15
Ecuación 3. Generación de nitritos	16
Ecuación 4. Generación de nitratos.....	16
Ecuación 5. Formación del amonio.....	17
Ecuación 6. Formación del amoniaco	18
Ecuación 7. Formación de amonio mediante la urea a un pH mayor de 6.3 en el suelo.....	20
Ecuación 8. Generación de amonio por la urea a un pH menor de 6.2 en el suelo.....	20
Ecuación 9. Isoterma de Langmuir.	35
Ecuación 10. Isoterma de Freundlich.....	36
Ecuación 11. Cinética pseudo primer orden.....	38
Ecuación 12. Ajuste del modelo de pseudo primer orden.....	38
Ecuación 13. Cinética pseudo segundo orden.	39
Ecuación 14. Ajuste del modelo de pseudo segundo orden	39
Ecuación 15. Porcentaje de remoción de amonio implementando el geopolímero.....	43
Ecuación 16. Caudal de vertimiento	46
Ecuación 17. Volumen de las alícuotas.....	46
Ecuación 18. Determinación del volumen para cada dilución.	52
Ecuación 19. Adsorción de amonio por el geopolímero en un tiempo.	56
Ecuación 20. Ecuación de la recta.....	59
Ecuación 21. Ecuación de mínimos cuadrados	59
Ecuación 22. Proceso de linealización de la ecuación de Langmuir.....	60
Ecuación 23. Obtención de K_l	61
Ecuación 24. Cálculo de a_l	61
Ecuación 25. Linealización de la ecuación de Freundlich	62
Ecuación 26. Determinación n	62
Ecuación 27. Obtención de K_f	62

Ecuación 28. Eficiencia de remoción	63
Ecuación 29. Ecuación linealizada del pseudo primer-orden	63
Ecuación 30. Ecuación linealizada de pseudo segundo orden	65
Ecuación 31. Determinación de Qecal	65
Ecuación 32. Obtención de la constante de PSO	65
Ecuación 33. Fórmula de Desviación estándar	66
Ecuación 34. Formula del Error estándar.....	66
Ecuación 35. Calculo del error de precisión	67
Ecuación 36. Determinación del error de lectura.....	67
Ecuación 37. Obtención del error debido al equipo.....	67
Ecuación 38. Intervalo de confianza al 95%	68
Ecuación 39. Intervalo de confianza al 99%	68
Ecuación 40. Formula del error absoluto.....	69
Ecuación 41. Cálculo del error relativo.....	69
Ecuación 42. Adecuación del valor real de las concentraciones.....	69
Ecuación 43. Fórmula de la desviación media absoluta.....	70
Ecuación 44. Modelo del error cuadrático medio	70
Ecuación 45. Método de la suma de errores cuadráticos	70
Ecuación 46. Fórmula de la suma de errores absolutos.....	71
Ecuación 47. Expresión de la fórmula de chi cuadrado	71
Ecuación 48. Fórmula del porcentaje de error absoluto.....	72
Ecuación 49. Porcentaje de remoción de amonio a un pH con Ci de 100 mg/L.....	74
Ecuación 50. Conversión de unidades de la conductividad eléctrica.....	82
Ecuación 51. Obtención de solidos disueltos totales a partir de la conductividad.....	83
Ecuación 52. SDT de la Quebrada Menzuly	83
Ecuación 53. SDT en la PTAR.....	83
Ecuación 54. Remoción con 0.1 g del GP Tipo A y dilución al 10% de AR.....	83
Ecuación 55. Remoción con 0.1 g del GP Tipo B y dilución al 10% de AR.....	84
Ecuación 56. Obtención de Qt con 1 g de GP a una Ci de 5 mg/L de amonio	87

Ecuación 57. Obtención de Kl	94
Ecuación 58. Determinación de al	94
Ecuación 59. Determinación de Kf	95
Ecuación 60. Obtención de n	95
Ecuación 61. Obtención de la eficiencia de la Quebrada Menzuly al 10%.	98
Ecuación 62. Determinación de $Qecal$	102
Ecuación 63. Obtención de la constante de PSO	102

Lista de Figuras

Figura 1 Formación de amonio mediante la descomposición de microorganismos	16
Figura 2 Ciclo del nitrógeno	17
Figura 3 Porcentaje de amoniaco y amonio en variación del pH.....	19
Figura 4 Porcentaje de nitrógeno en algunos fertilizantes	20
Figura 5 Remoción de diferentes contaminantes en algunos sectores en el año 2016.....	21
Figura 6 Concentración de amonio y amoniaco en solución según el pH	22
Figura 7 Organización de las unidades monoméricas de los polímeros	28
Figura 8 Estructura de los geopolímeros.....	29
Figura 9 Cascarilla de calamina	31
Figura 10 Esquema de adsorción de Langmuir.....	35
Figura 11 Esquema de adsorción de Freundlich	36
Figura 12 Proceso de adsorción en adsorbentes porosos	38
Figura 13 Proceso de calibración del electrodo	42
Figura 14 Calibración del electrodo a 10 ppm	42
Figura 15 Ubicación de las pruebas en el test de jarras	44
Figura 16 Test de jaras utilizando 1g de geopolímero	45
Figura 17 Procedimiento de recolección de muestras en diferentes calidades de agua	48
Figura 18 Ubicación PTAR.....	50
Figura 19 Sitio de toma de muestras en la Quebrada Menzuly.....	51
Figura 20 Medición de solidos sedimentables en la quebrada	51
Figura 21 Remoción de agua residual al 10% con 0.1 g.....	53
Figura 22 Dilución al 10% de AR con 1g de geopolímero	54
Figura 23 Procedimiento de la filtración del geopolímero	55
Figura 24 Almacenamiento del geopolímero filtrado	55
Figura 25 Identificación de Qe.....	57
Figura 26 Ejemplificación de la identificación de Ce mediante el tiempo	58
Figura 27 Valores de la distribución de chi cuadrado.....	71

Figura 28 Curvas de nivel de la concentración de 100 mg/L.....	75
Figura 29 Curvas de nivel de la concentración de 50 mg/L.....	75
Figura 30 Remoción de amonio a diferentes dosis de geopolímero	78
Figura 31 Curvas de nivel a diferentes tiempos de remoción	79
Figura 32 Remoción de amonio con 0.1 g de GP Tipo B en diferentes calidades de agua ...	84
Figura 33 Remoción de amonio con 1 g de GP Tipo B en diferentes calidades de agua	86
Figura 34 Remoción máxima de amonio en diferentes calidades de agua	86
Figura 35 Q_e en diferentes C_i	88
Figura 36 Q_e en diferentes tiempos	89
Figura 37 Q_e en diferentes calidades de agua.....	91
Figura 38 Isoterma de adsorción de amonio en geopolímeros.....	92
Figura 39 Isoterma Langmuir de la Quebrada Menzuly	93
Figura 40 Isoterma Freundlich de la Quebrada Menzuly	95
Figura 41 Adsorción de amonio en diferentes tiempos por Orden	99
Figura 42 Modelo de Pseudo Primer Orden en el Orden A	100
Figura 43 Modelo de Pseudo Segundo Orden en el Orden A.....	101
Figura 44 Morfología y superficie de la calima sin procesar.....	105
Figura 45 Detección de los compuestos químicos de la calamina	105
Figura 46 Estructura del geopolímero con aluminosilicatos.....	106
Figura 47 Detección de los compuestos químicos del geopolímero.....	107
Figura 48 Agregado del GP Tipo B, en el Orden A.....	108
Figura 49 Estructura del GP Tipo A en el Orden A.....	108
Figura 50 Morfología del GP Tipo B en el Orden G	109
Figura 51 Estructura del GP Tipo A en el Orden G.....	109
Figura 52 Estructura del GP Tipo B en el Orden H	110
Figura 53 Morfología del GP Tipo A en el Orden.....	110
Figura 54 Calibración del electrodo.....	111

Lista de Tablas

Tabla 1 Leyes colombianas vigentes.....	25
Tabla 2 Especificaciones de los reactivos	41
Tabla 3 Ejemplo de las concentraciones del amonio en un tiempo determinado.....	43
Tabla 4 Ejemplo de medición del pH ajustado cada media hora	44
Tabla 5 Ejemplo con 0.1 gramos de geopolímero a pH de 10	45
Tabla 6 Requerimientos para la conservación y almacenamiento de muestras de agua.	49
Tabla 7 Ejemplo de concentración de amonio al 10% con el geopolímero Tipo A.....	53
Tabla 8 Ejemplo de la medición de amonio en dilución al 10% con 1g de adsorbente.....	54
Tabla 9 Ejemplo de la identificación de C_t y C_e	57
Tabla 10 Elección de concentraciones y diluciones.....	58
Tabla 11 Formatos de organización de los valores de C_e y Q_e por Orden	59
Tabla 12 Modelo de organización de $1/C_e$ y $1/Q_e$ según el Orden.....	61
Tabla 13 Formato de organización de $\text{Log}(C_e)$ y $\text{Log}(Q_e)$ según el Orden.....	62
Tabla 14 Ejemplo del formato de la obtención del PPO según el Orden A.....	64
Tabla 15 Formato de la determinación del pseudo segundo orden en el Orden A.....	64
Tabla 16 Organización de los datos de la desviación estándar	66
Tabla 17 Distribución de los valores del error estándar medio.....	66
Tabla 18 Distribución de los datos debido al error de equipo.....	67
Tabla 19 Organización de los valores dados por intervalo de confianza	68
Tabla 20 Ejemplo de organización de los datos estadísticos dado por las isotermas.....	70
Tabla 21 Porcentaje de amonio en diferentes pH.....	73
Tabla 22 Resultado de máxima remoción a diferentes pH y concentraciones iniciales	74
Tabla 23 Porcentajes máximos de remoción según el pH, cantidad de geopolímero y C_i	77
Tabla 24 Datos obtenidos sobre el Q y alícuotas de la PTAR	80
Tabla 25 Datos obtenidos en la medición de la Quebrada Menzuly	80
Tabla 26 Volumen requerido en las diluciones	80
Tabla 27 Parámetros in situ y ex situ de la Quebrada Menzuly	81

Tabla 28 Parámetros in situ y ex situ de la PTAR – UPB.....	81
Tabla 29 Porcentaje de amoníaco en diferentes muestras de agua.....	82
Tabla 30 Datos linealizados de la isoterma de Langmuir	93
Tabla 31 Datos linealizados de la isoterma de Freundlich	94
Tabla 32 Parámetros de los modelos de las isotermas en agua destilada.....	96
Tabla 33 Parámetros de las isotermas en diferentes calidades de agua	98
Tabla 34 Promedio de eficiencia de remoción de isoterma por Orden	98
Tabla 35 Obtención del R2 Orden A utilizando el modelo de PPO.....	100
Tabla 36 Obtención del R2 utilizando el modelo de PSO.....	101
Tabla 37 Promedio del error y de los coeficientes de determinación por Orden	102
Tabla 38 Análisis elemental de la calamina	105
Tabla 39 Análisis elemental del geopolímero modificado con aluminosilicatos	106
Tabla 40 Análisis SEM y EDS en el Orden A	108
Tabla 41 Análisis SEM y EDS en el Orden G	109
Tabla 42 Análisis SEM y EDS en el Orden H	110
Tabla 43 Valores promedio de la calibración.....	111
Tabla 44 Determinación de la desviación estándar	112
Tabla 45 Identificación del error estándar medio estándar	112
Tabla 46 Formato de los datos del error de equipo	112
Tabla 47 Valores máximos y mínimos dados por intervalo de confianza.....	113
Tabla 48 Errores máximos y mínimos en todos los ordenes.....	113

Nomenclatura y abreviaciones

G	Gramo (s)
Ppm	Partes por millón
mV	Milivoltios
mg/L	Miligramo (s) por litro
mL	Mililitro (s)
L	Litro(s)
L/s	Litro por segundo
us/cm	Microsiemens por centímetro
O ₂ /L	Oxígeno por Litro
N/L	Nitrógeno por litro
dS/ m	Decisiemens por metro
ml/L	Mililitro por litro
P/L	Fósforo por litro
SDT	Solidos diluidos totales
Kg	Kilogramo (s)
g/L	Gramo por litro
N – NH ₃ /L	Nitrógeno en forma de amoniaco
H	Hora (s)
Min	Minuto (s)
Rpm	Revoluciones por minuto
M	Molar
GP	Geopolímero
ISA	Ajustador de fuerza iónica alcalina
ISE	Electrodo de ion selectivo de amonio
HCl	Ácido clorhídrico
NH ₄ ⁺	Iones de amonio
NaOH	Hidróxido de sodio
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno

OH^-	Ion Hidroxilo
NH_3	Amonio no ionizado
N	Nitrógeno
N_2	Nitrógeno Molecular
NO_3^-	Ion nitrato
NO_2^-	Nitritos
pH	Potencial de Hidrógeno
OD	Oxígeno Disuelto
H^+	Protón o catión de Hidrógeno
PTAR	Planta de tratamiento de Agua Residual
SEM	Microscopía Electrónica de Barrido
EDS	Análisis Químico
PPO	Pseudo primer orden
PSO	Pseudo segundo orden
Ci	Concentración inicial
E%	Eficiencia de remoción
IC	Intervalo de confianza
P	Prueba
B	Blanco
SM	Sin mezclar
R^2	Coefficiente de determinación
Q_t	Cantidad de adsorbato en la superficie del adsorbente en un tiempo determinado
C_t	Concentración en cualquier tiempo
Q_e	Cantidad de adsorbato en el adsorbente en equilibrio
C_e	Concentración en equilibrio
Q_{ecal}	Cantidad calculada de adsorbato en el adsorbente en equilibrio
K_l	Constante de Langmuir

al	Constante de intensidad de Langmuir
K_f	Constante de Freundlich
n	Constante de intensidad de adsorción
K_2	Constante de velocidad del modelo de pseudo segundo orden

RESUMEN GENERAL DE TRABAJO DE GRADO

TITULO: EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA APLICACIÓN DE UN GEOPOLÍMERO EN LA REMOCIÓN DE AMONIO PRESENTE EN EL AGUA.

AUTORA: EMILY VANESSA CHAMORRO VARGAS

FALCULTAD: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTORA: ANGÉLICA MARÍA MUSKUS MORALES

Resumen

El estudio evaluó la capacidad de remoción del amonio en diferentes calidades de agua mediante la adsorción con geopolímero, el cual es un residuo industrial llamado calamina. Al determinar el efecto de la variación del pH respecto a la adsorción del geopolímero se utilizó agua destilada con amonio, donde el porcentaje de remoción más alto se dio en un pH sin modificación. En esa misma condición de pH se estableció la cantidad optima de geopolímero para eliminar una determinada concentración de amonio, donde se implementó variaciones en las concentraciones del contaminante y dosis de geopolímero. En esta prueba se estableció que mediante una cantidad de 0.1 g de adsorbente se removió el 80% y con 1 g se removió el 99.5% en una concentración de 5 mg/L de amonio. Con el objetivo de comprender el comportamiento del geopolímero en el agua residual y cruda, se realizaron diluciones a la muestra y se aplicó 1 g de adsorbente, se obtuvo que el agua cruda presentó una remoción del 90% y un 60% en el agua residual. Al identificar la isoterma de adsorción y el modelo cinético adecuado se realizó el cálculo de las isotermas de Langmuir y Freundlich, junto con la cinética del pseudo primer orden y pseudo segundo orden en las condiciones óptimas previamente establecidas en las distintas calidades de agua. La isoterma de Freundlich ($R^2 = 0.996$) y la cinética de pseudo segundo orden ($R^2 = 0.997$) son los modelos con mayor concordancia, la elección se basa en un análisis estadístico del error, además del cálculo del coeficiente de determinación. Se concluye que el geopolímero estudiado es apto para la remoción de amonio presente en las distintas clases de agua, no obstante, su eficiencia depende de la concentración de amonio, pH del agua y la dosis de adsorbente a suministrar.

PALABRAS CLAVES: Amonio, geopolímero, remoción, isoterma, cinética, agua

V° B° DIRECTOR DE TRABAJO DE GRADO

GENERAL SUMMARY OF WORK OF GRADE

TITLE: EVALUATION OF THE EFFICEINCY OF THE APPLICATION OF A GEOPOLYMER IN THE REMOVAL OF AMMONIUM PRESENT IN THE WATER

AUTHOR: EMILY VANESSA CHAMORRO VARGAS

FALCULTY: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR: ANGÉLICA MARÍA MUSKUS MORALES

ABSTRACT

The study evaluated the removal capacity of ammonium in different water grades by adsorption with a geopolymer, which is an industrial waste called calamine. Distilled water with ammonium was used when determining the effect of pH variation on geopolymer adsorption, where the highest removal rate was given at an unchanged pH. In the same pH condition, the optimal amount of geopolymer was established to eliminate a certain concentration of ammonium, where variations in contaminant concentrations and geopolymer doses were implemented. In this test it was established that by an amount of 0.1 g of adsorbent 80% was removed and with 1 g 99.5% was removed at a concentration of 5 mg/L of ammonium. In order to understand the behavior of the geopolymer in waste and raw water, dilutions were made to the sample and 1 g of adsorbent was applied, raw water was obtained to have 90% and 60% removal in wastewater. In identifying the adsorption isotherm and the appropriate kinetic model, the calculation of the Langmuir and Freundlich isotherms was performed, along with the kinetics of the pseudo first order and pseudo second order under the optimal conditions previously established in the different water qualities. Freundlich isotherm (R-2-0.996) and pseudo-second-order kinetics (R-2-0.997) are the most consistent models, the choice is based on a statistical analysis of the error, in addition to the calculation of the coefficient of determination. It is concluded that the geopolymer studied is suitable for ammonium removal present in the different water classes, however, its efficiency depends on the concentration of ammonium, pH of the water and the dose of adsorbent to be supplied

KEYWORDS: Ammonium, geopolymer, removal, isotherm, kinetic, water

V° B° DIRECTOR OF GRADUATE WORK

Introducción

La preocupación por la disponibilidad de los recursos ambientales a nivel mundial ha ido aumentando en los últimos años, un ejemplo claro es la demanda por el agua la cual es cada vez mayor, sin embargo, su disponibilidad tanto para uso humano como para otras actividades es menor, generando una problemática que tiende a aumentar debido al cambio climático, explotación de las fuentes hídricas y el crecimiento industrial.

Un elemento que ha sido clave en el desarrollo es el amoniaco (NH_3) que en forma acuosa forma al ion amonio y su importancia radica ya que es utilizado como fuente principal del nitrógeno (N), además de tener variadas de aplicaciones. Aproximadamente el 80% de su utilidad es implementada en la industria agrícola en la producción de fertilizantes y el otro 20% interviene o hace parte en la fabricación de productos de limpieza, plásticos, fibras, explosivos, farmacéuticos, entre otros. Tal es la necesidad de este elemento que en la Asociación Internacional de Fabricantes de Fertilizantes, presenta un aumento en la demanda de N a nivel internacional, donde se produjo en el año 2017 una cantidad de 225 millones de toneladas (MT) de fertilizante y se proyecta para el año 2022 una demanda de 232 MT de este insumo. Adicionalmente la urea, un compuesto proveniente de la degradación del amoniaco, también implementado en la industria de los fertilizantes, aumentará su elaboración mundial, donde se espera que en al año 2022 el suministro sea de 197 MT. Cabe resaltar que estos procesos industriales tienen varias décadas desarrollándose y aún no son sostenibles debido a la gran demanda energética requerida, los residuos sólidos peligrosos, las aguas servidas alcalinas y ácidas, entre otros contaminantes generados. (King, Petersen y Dybkjær, 2014) (Asociación Nacional de Fabricantes de Fertilizantes, 2018)

Según el Estudio Nacional del Agua (ENA) del 2018, en Colombia el control y por consiguiente la información sobre los usos de agroquímicos es limitada, sin embargo, se obtiene los datos estadísticos en cuanto a la comercialización de fertilizantes y plaguicidas por el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) en su última versión del año 2016, los cuales indicaron un aumento del 24% de la presentación líquida de fertilizantes y un 95% en fase sólida, es decir, que en ese año se utilizaron 60.950 litros y 3.300.455 toneladas de fertilizantes. Estos productos después de ser aplicados en el suelo y posteriormente realizar el riego en el cultivo, generan

lixiviación de N, la cual puede llegar tanto a aguas superficiales y subterráneas. Esta contaminación varía con la frecuencia de riego, tipo de fertilizante nitrogenado, propiedades y uso del suelo, junto con las condiciones climatológicas. Así mismo, si se da un incremento entre el 25-50% de la dosis óptima del fertilizante nitrogenado en el cultivo, aumenta la lixiviación de manera exponencial de $2-7 \text{ kg} \times \text{hm}^{-2}$ de NO_3 . (IDEAM, 2019) (Daza, Díaz, Aguirre y Arrutia., 2015)

La contaminación dada por la intensidad agrícola se relaciona con la salud humana, el medio ambiente y los agroquímicos, los cuales tienen en común la calidad del agua, no obstante, un mal manejo en los lixiviados de los fertilizantes puede generar la acumulación de nutrientes de N y P, este comportamiento es conocido como eutrofización, es decir, el cambio de un estado trófico a otro superior debido al aumento de nutrientes. Un cuerpo de agua eutrofizado conlleva a la desoxigenación del agua, la pérdida del hábitat de las especies deseables debido al aumento en la producción de la biomasa de diversas algas y fitoplancton. Estos cambios se ven reflejados económicamente en los servicios públicos por el abastecimiento del agua, junto con el cambio de olor y sabor debido a la presencia de las algas. Se debe tener en cuenta que en el cuerpo humano están presentes las moléculas orgánicas con nitrógeno debido a la degradación de los aminoácidos en forma del ion amonio (NH_4^+), estas moléculas son trasladadas con ayuda de otros compuestos hacia el hígado para su eliminación en forma de urea, por tal motivo el amonio en un estado libre es tóxico para el ser humano, empezando por afectar primeramente el tejido nervioso, posteriormente el hígado, generando encefalopatía hepática y acidosis tubular renal, llegando a fases terminales por intoxicación donde se presenta un estado de coma con un edema cerebral y aumento de la presión craneal. (Universidad de Alcalá) (FAO, 1997)

En la eliminación del amonio existen varias alternativas habituales desde procesos físicos, químicos y biológicos. Un tratamiento no convencional para la remoción es el sistema de adsorción, el cual consiste en la retención del contaminante de manera física en la capa exterior del adsorbente. Un polímero adsorbente es un material generalmente granuloso, el cual puede poseer variedades de poros en su superficie dependiendo de la intensidad de su fabricación. La importancia de estos polímeros radica en que son tecnologías que minimizan los procesos de descontaminación, poseen alta eficiencia, disminuyen la cantidad de productos químicos y no se producen lodos contaminados, sin embargo, aún se encuentra en etapa de desarrollo y no se ha implementado a nivel industrial. (CICA, 1999) (Tejada, Villabona y Garcés, 2015)

La intención del documento es contextualizar la problemática ambiental generada por la presencia del ion amonio en las fuentes hídricas y de esta forma relacionar el objetivo del trabajo, el cual es la evaluación de la eficiencia un geopolímero en la remoción de amonio presente en diferentes muestras de agua, por ese motivo se hace un análisis en la remoción del contaminante a diferentes pH, concentraciones de amonio y variando el peso del adsorbente. Se implementa el sistema de cinética de adsorción con el fin de conocer el mecanismo de variación de la concentración en función de tiempo mediante los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden, adicionalmente se analiza el parámetro de la isoterma de adsorción con el fin de determinar el modo en que el contaminante es adsorbido, para ello se implementa los modelos de Langmuir y Freundlich.

Capítulo I

Delimitación del problema

Actualmente en la agricultura generada en los campos se implementan variedades de insumos agroquímicos para llevar a cabo el proceso de cultivo como lo son: los plaguicidas, herbicidas y fertilizantes, donde no se desarrollan prácticas ambientales para prevenir los impactos negativos generados por su constante uso, siendo principalmente un factor en el daño a la salud humana. El inadecuado manejo de estos químicos se representa de manera estadística en los informes brindados por el ICA (Instituto Colombiano Agropecuario, 2016) donde denotan el consumo de aproximadamente 600 Kg de fertilizantes por hectárea cultivable durante el año 2016 (ICA, 2017). Por otro lado, Brasil implementó en el año 2018 la cantidad cercana de 1.000 millones de Ton/año de pesticidas, generando alarmas por parte de la ONU y la Organización Panamericana de Salud (Saccone, 2018).

Una de las actividades económicas en las que más se destaca el departamento de Santander son desarrolladas en los campos, debido que posee un área 1.946.487 ha con uso agropecuario, de las cuales 507.989 ha son implementadas con fines agrícolas, es decir un 26,1% del territorio del departamento es utilizado en la agricultura, por esos motivos Santander es considerado como uno de los mayores productores a nivel nacional. A sí mismo, en la manutención de estos cultivos o en el mejoramiento de las condiciones de los suelos se implementan agroquímicos, de modo que 31.477 Unidades de Producción Agrícola (UPA) utilizan fertilizantes agrícolas y 32.627 UPA usan fertilizantes orgánicos. Teniendo en cuenta los motivos anteriormente mencionado se eligió el Departamento de Santander como el lugar adecuado para llevar a cabo el estudio de la eliminación del amonio en el agua. (DANE, 2016) (Cámara de Comercio de Bucaramanga, 2018)

Con el fin de realizar la remoción de amonio se ha desarrollado diversos procedimientos, no obstante, en el presente trabajo investigativo se implementa un método físico mediante el sistema de adsorción utilizando un geopolímero. Por lo tanto, es pertinente realizar la siguiente pregunta: ¿Qué porcentaje de eficiencia presenta el geopolímero para la remoción de amonio en el agua? Para dar solución al interrogante se debe desarrollar una metodología descriptiva y exploratoria con la intención de conocer la capacidad del adsorbente.

Debido a que el amonio es un elemento con alto índice de solubilidad, es usual que esté presente en diferentes clases de agua ya sea desde agua dulce hasta agua residual industrial. Para el presente proyecto se implementaron tres variedades de aguas. La primera es agua destilada libre de impurezas, la cual se utiliza con la intención de adicionar las diferentes concentraciones de amonio, y así mismo obtener resultados en las condiciones ideales del laboratorio. La segunda calidad es agua residual proveniente de la planta de tratamiento de agua residual de la Universidad Pontificia Bolivariana, ya que es conocido que las aguas negras presentan altas cargas de nitrógeno, amonio, nitritos y nitratos. La tercera clase es agua cruda, procedente de la Quebrada Menzuly, ubicada en el municipio de Floridablanca, Santander, la cual se usa con el fin de medir las concentraciones del ion amonio en un agua superficial que no ha recibido ningún tratamiento y se encuentra en un entorno natural.

La investigación se realizó en un rango de tiempo comprendido entre los meses de mayo a diciembre del año 2019, de los cuales los 5 primeros meses se utilizaron para analizar los diferentes entornos que fue sometida el agua destilada con las variaciones de concentraciones del amonio, posteriormente se realizó una toma de muestras de agua residual (AR) y agua cruda (AC), la cual se evaluó y analizó en los meses restantes con el fin de conocer el estado del ion amonio en esas condiciones.

Es necesario tener en cuenta que la disponibilidad de información bibliográfica en la actualidad sobre el tema de remoción de contaminantes, específicamente con el ion amonio implementando geopolímeros es escasa y por lo tanto se realiza un estudio en la eliminación del amonio evaluando su eficiencia mediante los análisis obtenidos a partir de los modelos de isotermas y cinética de adsorción, con el fin de establecer un antecedente para las futuras investigaciones y con ello lograr determinar las condiciones propicias para que el material sea rentable en un uso comercial. (Universidad de Salamanca).

Capítulo II

Antecedentes

Nivel Internacional

La preocupación por obtener un medio ambiente saludable ha generado múltiples tecnologías en la descontaminación de los medios bióticos y abióticos. Entre estas alternativas se encuentran los geopolímeros, de acuerdo con lo anterior se presenta el artículo “A green, porous and eco-friendly magnetic geopolymer adsorbent for heavy metals removal from aqueous solutions”, por los autores Ali Maleki, Zoleikha Hajizadeh, Vajiheh Sharifi, Zeynab Emdadi realizado en el 2018 en la Universidad de Irán de ciencia y tecnología, en donde se sintetizó el geopolímero utilizando la bentonita, adicionalmente al compuesto se le agregó nanopartículas de Fe_3O_4 con el objetivo de mejorar la eficiencia de adsorción de metales pesados. El geopolímero se aplicó en agua residual industrial para las remociones de los siguientes metales pesados: Cu (II), Pb (II), Ni (II), Cd (II) y Hg (II). En los experimentos se realizó una variación en el tiempo de contacto y la concentración inicial. Las muestras se analizaron por medio de difracción de rayos x junto con la isoterma de Brunauer-Emmett-Teller (BET). El resultado con mejor tiempo de contacto fue de 2 minutos, además una eficiencia de remoción de los iones de cobre, plomo, níquel, cadmio y mercurio del 99%, 99%, 92%, 96% y 92% respectivamente, se sugirió este método como un medio asequible, fácil aplicación y de poco tiempo para la remoción de iones de metales pesados presentes en el agua residual industrial.

En el estudio “Metakaolin geopolymer characterization and application for ammonium removal from model solutions and landfill leachate”, realizado por Tero Luukkonen, Minna Sarkkinen, Kimmo Kemppainen, Jaakko Rämö y Ulla Lassi en el año 2015 en Finlandia, se sintetizó el geopolímero a partir del metacaolín con el fin de remover amonio (NH_4^+), así mismo se utilizó la zeolita como medio de comparación. Para ello se implementó una variación de los parámetros de pH, dosis del geopolímero, concentración y tiempo de contacto. Se determinó los modelos de isotermas de Freundlich, Langmuir, Langmuir- Freundlich, Redlich-Peterson y Tóth para caracterizar la interacción del amonio con el geopolímero y la zeolita, también se evaluó el modelo cinético de adsorción de pseudo primer orden. La concentración del ion de amonio fue determinada utilizando el capilar de electroforesis y en algunos casos la cromatografía. Adicionalmente se realizó un experimento en campo a escala piloto en un vertedero utilizando un

filtro de acero inoxidable relleno con geopolímero. El estudio dio como resultado una máxima remoción de 21.07 mg/g al utilizar el geopolímero, el cual fue un 46% más alto en comparación a la zeolita con 14,42 mg/g, el modelo de isoterma adecuado fue el de Langmuir- Freundlich y la ecuación de cinética de adsorción de pseudo primer orden, finalmente el experimento implementado en el vertedero demuestra que el geopolímero de metacaolín fue factible para la remoción de amonio (NH_4^+).

Así mismo se emplearon otros métodos diferentes para la eliminación del amonio como fue el desarrollado en China descrito por los autores Yang Wu et al, 2019 y expuesto en su trabajo “Enhanced removal of ammonium from the aqueous solution using a high gravity rotating packed bed loaded with clinoptilolite”, en el cual se utilizó la Clinoptilolita formada por 3 minerales. Este material fue ubicado en un lecho empacado rotativo de alta gravedad (HGRPB), y se obtuvo una eliminación hasta del 90% con una velocidad de rotación de 150 rpm con una concentración inicial de amonio de 12.5 mg-N/L en agua destilada. Finalmente se concluyó que este mecanismo de adsorción fue adecuado a un modelo cinético de pseudo segundo orden, además se demostró su uso potencial para la eliminación de bajos niveles de concentración de amonio en agua utilizando la Clinoptilolita.

Nivel Nacional

En el estudio de la remoción de amonio se diseñó un biofiltro en la Universidad de Cundinamarca desarrollado por las autoras Palacios y Varela (2017), fue presentado en su trabajo de grado “Evaluación de la remoción de amonio en un biofiltro aerobio mediante la implementación de *Pseudomonas fluorescens* y la asociación entre *nitrobacter sp.* y *nitrosomonas sp.*” El biofiltro estaba dividido en 3 fases, la primera parte constaba de un sedimentador por el cual pasaba el agua obtenida del muestreo de la Quebrada Mancilla, la segunda fase presentaba una asociación entre los microorganismos *Nitrosomonas sp.* y *Nitrobacter sp.*, la última fase contenía *Pseudomonas fluorescens*, estos cultivos se mantuvieron mediante agares nutritivos junto con otras condiciones dadas para su viabilidad en el desarrollo. Se utilizaron dos concentraciones iniciales de amonio de 0.080 ppm y 0.209 ppm, las cuales fueron filtrados cinco veces. La medición del amonio se realizó con la técnica de espectrofotometría y colorimetría con azul de indofenol. El biofiltro presentaba una eficiencia del 60.6% para la eliminación de amonio, de la cual el 19% fue removido por el consorcio *Nitrosomonas sp.* y *Nitrobacter sp.*, el 44,9% restante fue realizado

por las *Pseudomonas fluorescens*. Se concluyó que el filtro presentaba una mayor eficiencia en comparación a un filtro convencional, por lo tanto, se recomendó utilizarlo en áreas rurales donde un tiempo de retención largo no es requerido para su remoción.

Colombia presenta estudios sobre los geopolímeros, sin embargo, estos se han enfocado en el ámbito de la construcción como una medida alternativa del uso del cemento dejando el campo de su implementación en la remoción de contaminantes sin antecedentes.

Capítulo III

Justificación

Se muestra en la Constitución Política de Colombia del año 1991 como deber del estado la protección de los recursos naturales y otorgar un ambiente sano al ciudadano, sin embargo, al observar en la resolución 0631/ 2015 donde se establecen los parámetros y valores límites permisibles de los vertimientos al agua superficial no se presenta un valor definido en la concentración de amonio. Lo anterior se contradice dado que para la Organización Mundial de la Salud (OMS) donde las concentraciones naturales del ion de amonio en el agua subterránea y superficial deben ser menores a 0,2 mg/L y en aguas subterráneas anaerobias de 3 mg/L (Organización Mundial de la Salud, 2004).

El ciclo del nitrógeno está presente en todos los ecosistemas, formando continuamente reacciones de nitrificación, desnitrificación, amonificación, etc. Las cuales en un entorno natural se encuentran en un constante equilibrio. Sin embargo, debido a las interrupciones antropogénicas en la armonía de este ciclo han generado inestabilidad en la disponibilidad de este elemento, lo cual se refleja en la volatilización del amoniaco, lixiviación de nitratos y emisiones de óxido nitroso (Calvachi & Ortiz, 2013). Según el autor Miller, el ser humano interviene en el ciclo del nitrógeno de las siguientes formas: en la quema de madera liberando grandes cantidades de óxido nítrico (NO) generando posteriormente su acumulación en la atmósfera debilitando la capa de ozono y en combinación con la lluvia se precipita al suelo como de ácido nítrico (HNO₃). La siguiente manera es la descomposición de los desechos de ganado debido a las bacterias al liberar el gas óxido nitroso (N₂O) durante los procesos de respiración, el cual atrapa calor en la atmósfera. Otro modo de la alteración de nitrógeno es la extracción de materiales que contienen iones de nitrato y de amonio en el uso de fertilizantes inorgánicos comerciales. La cuarta causa es el agotamiento de los iones de nitrato y amonio del suelo debido a cosechas de cultivos ricos en nitrógeno. (J. E. Garzón, E. A. Cárdenas, 2013)

No obstante el modo en que más se interviene el ciclo del nitrógeno es mediante la utilización de fertilizantes y plaguicidas, ya que el nitrógeno es un compuesto fundamental en su fabricación, siendo un elemento inerte y por tal motivo es necesario la fijación por medio de las bacterias que transforman los nitratos (NO₃⁻) con el fin de ser absorbido en forma de nutrientes para su crecimiento. Seguidamente los nitratos se degradan en amonio (NH₄⁺) (Miller, 1994). El

amonio presenta alta solubilidad y por tal motivo es transportado por medio de la escorrentía e infiltración (Agencia de Noticias de la U. Nacional, 2014) (Pacheco y Cabrera, 2003).

De esta manera se puede observar que el amonio es un elemento que está disponible de varias formas, especialmente de manera líquida, aumentando una problemática debido a que se contamina fuentes hídricas que son destinadas al consumo humano generando enfermedades hepáticas y del sistema nervioso. Lo anterior es debido a que el amonio al no poseer olor ni sabor, no es removido por procesos de potabilización. Es decir, su adecuado manejo interviene en la salud humana y en un ambiente sano.

En el desarrollo del presente proyecto se pretendió evaluar la eficiencia en el uso del geopolímero con el fin de implementar un método innovador con fácil aplicación para la remoción de los excesos de amonio en el agua. Se generó un estudio base relacionado con la aplicación y generación de isothermas junto con modelos cinéticos de absorción en el geopolímero. La metodología aplicada en la investigación fue de carácter teórico y experimental, por esta razón, se implementaron grandes rangos en las variedades de pH, tiempo y concentraciones de amonio, así mismo se realizó pruebas por triplicado y blanco, disminuyendo la presencia de errores experimentales. La calibración constante de equipos medidores tales como el electrodo de ion selectivo de amonio, el pH-metro y balanza digital permitieron obtener resultados con altos niveles precisión y exactitud. Los procedimientos se realizaron de manera minuciosa en la investigación con el fin de generar resultados de calidad, desarrollando una metodología base y útil en las siguientes investigaciones de profundización relacionadas con el proyecto. Al ser el geopolímero un material el cual todavía está en el proceso de investigación, la información recolectada es escasa y con el desarrollo del proyecto se generó valores de conocimientos e información en la aplicación de esta clase de nueva tecnología. Finalmente se dio a conocer una alternativa de remoción de amonio, lo cual ayuda en la prevención y descontaminación de ecosistemas acuáticos afectados por este elemento, por consiguiente, se protege la salud humana que pueda verse afectada al ingerir el agua contaminada con el amonio.

Capítulo IV

Objetivos

Objetivo General

Evaluar la eficiencia de la aplicación de un geopolímero en la remoción de las concentraciones de amonio presentes en diferentes calidades de agua.

Objetivos Específicos

Identificar el efecto de la variación del pH en la remoción de amonio por medio de la utilización de un geopolímero.

Determinar los porcentajes de remoción de amonio a través de las diferentes cantidades de geopolímero aplicado.

Establecer el efecto de la variación de la calidad de agua en la remoción de amonio al utilizar del geopolímero.

Identificar la cinética e isoterma de adsorción aplicada en la remoción de amonio implementando el geopolímero.

Capítulo V

Marco Teórico

En el presente capítulo se da a conocer las teorías bases afines con la temática del proyecto, donde se incluye conceptos como la naturaleza del ion de amonio y su influencia en el medio ambiente, generalidades sobre los geopolímeros, parámetros que influyen en los procesos de adsorción, explicación sobre las isothermas de adsorción y los modelos de cinética. Se incluye las técnicas de medición de las concentraciones, finalizando con la implementación del análisis estadístico. Lo descrito anteriormente está orientado sobre la remoción de amonio utilizando un geopolímero.

5.1 Generalidades del Ion Amonio

En la determinación de la calidad de agua existen variedades de indicadores, entre ellos está la presencia del amonio ionizado (NH_4^+), el cual es un elemento proveniente del ciclo del nitrógeno, específicamente durante el proceso de amonificación. Las fuentes generadoras de amonio pueden ser de origen natural como lo son los procesos de degradación, sin embargo, los mayores aportes son de origen antropogénico a causa de la lixiviación por excesos de fertilizantes, escorrentía de suelos cultivados, actividades industriales o efluentes de lagunas y tanques sépticos. Identificando las fuentes de origen del contaminante se deduce que los lugares más propensos a contaminar son los acuíferos y cuerpos superficiales hídricos cercanos a campos con agricultura intensiva y PTAR de agua residual e industrial. (Pacheco y Cabrera, 2003).

5.1.1 El Ciclo del Amonio

Con el fin de comprender las características químicas que posee el elemento es necesario entender las vías por el cual nitrógeno se convierte en amonio, es decir el proceso de mineralización o nitrificación. Como se ha mencionado anteriormente el ion hace parte del ciclo del nitrógeno, así mismo, es una molécula que posee triple enlace ($\text{N}\equiv\text{N}$) y presenta gran abundancia en su forma natural en la atmósfera en su forma gaseosa, sin embargo, al ser un elemento que es requerido tanto por organismos autótrofos y heterótrofos para sus funciones metabólicas, se encuentra en estado inerte y por lo tanto no puede ser asimilado. También se da a entender la relación inversa entre la necesidad de los organismos por las diferentes presentaciones

de N y su disponibilidad de forma natural, lo cual favorece a mantener la reserva en el suelo. (Perdomo y Barbazán).

Existen dos formas por las cuales el nitrógeno puede llegar a ser asimilado por las plantas, la primera es obtenerlo de la fuente más abundante que es la atmósfera en un estado de N molecular (N_2). La segunda manera se presenta en menores cantidades como lo es el dióxido de nitrógeno (NO_2), óxido nitroso (N_2O) y óxido nítrico (NO). Se debe aclarar que a pesar de la gran cantidad de N que hace parte de las rocas ígneas de la corteza y el manto, en su estado actual no puede ser metabolizado por las plantas, por consiguiente, los seres vivos no las pueden obtener. (Perdomo y Barbazán). Tomando en base el N molecular se realiza su ciclo el cual está formado por las siguientes etapas:

La fijación biológica es conocida como la primera etapa del ciclo, esta fase es llevada a cabo por las bacterias nitrificantes y cianobacterias pertenecientes al género *Azotobacter*, *Beijerinckia* y *Clostridium*, las cuales deben estar en ambientes sin oxígeno como las raíces de ciertas plantas o dentro de ellas mediante los nódulos de las leguminosas, algunas de las bacterias se encuentran también en ambientes acuáticos. Durante estos procesos se genera la enzima nitrogenasa, la encargada de convertir el nitrógeno gaseoso en amoníaco (NH_3) o nitratos (NO_3^-), como se presenta en la Ecuación 1. Se estima que la cantidad de nitrógeno fijado en este proceso es de aproximadamente de 200 millones de toneladas por año. (Perdomo y Barbazán) (Melo & Sacristan, 2018)

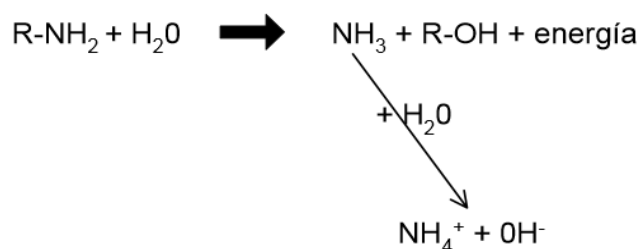


A continuación, procede el periodo de la amonificación, el cual es generado de dos maneras, donde la primera de ella es causada por las bacterias nitrificantes que realizan la degradación de los nitratos y se producen los iones de amonio, lo anterior se presenta en la Ecuación 2. La segunda forma es la observada en la Figura 1, mediante la degradación de diversos compuestos que contienen nitrógeno como la urea, organismos muertos o desechos proteicos, estos residuos son descompuestos por bacterias liberando amonio. (Ruiz, s.f.) (CICEANA).



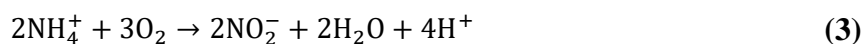
Figura 1

Formación de amonio mediante la descomposición de microorganismos



Nota. Recuperado de “Estudio de viabilidad de un proceso de eliminación de amonio mediante electrooxidación en la EDAR Valle de Vinalopó”, Amor, A.C., 2014, p. 8, España: Universidad de Alicante.

Se conoce como nitrificación o mineralización el proceso de la oxidación del amonio a nitrato. Esta etapa se divide en dos pasos: la primera es mediante la Ecuación 3, donde las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrococcus* transforman el amonio en nitrito (NO_2^-) y la segunda etapa es llevada a cabo por la bacteria *Nitrobacter*, que oxida el nitrito en nitrato de la manera que explica en la Ecuación 4, la cual genera energía necesaria para asimilar CO_2 , sin embargo, esto es un proceso lento de una duración aproximada de 2 a 4 semanas que depende de la temperatura y del pH. (CICEANA) (Melo & Sacristan, 2018)



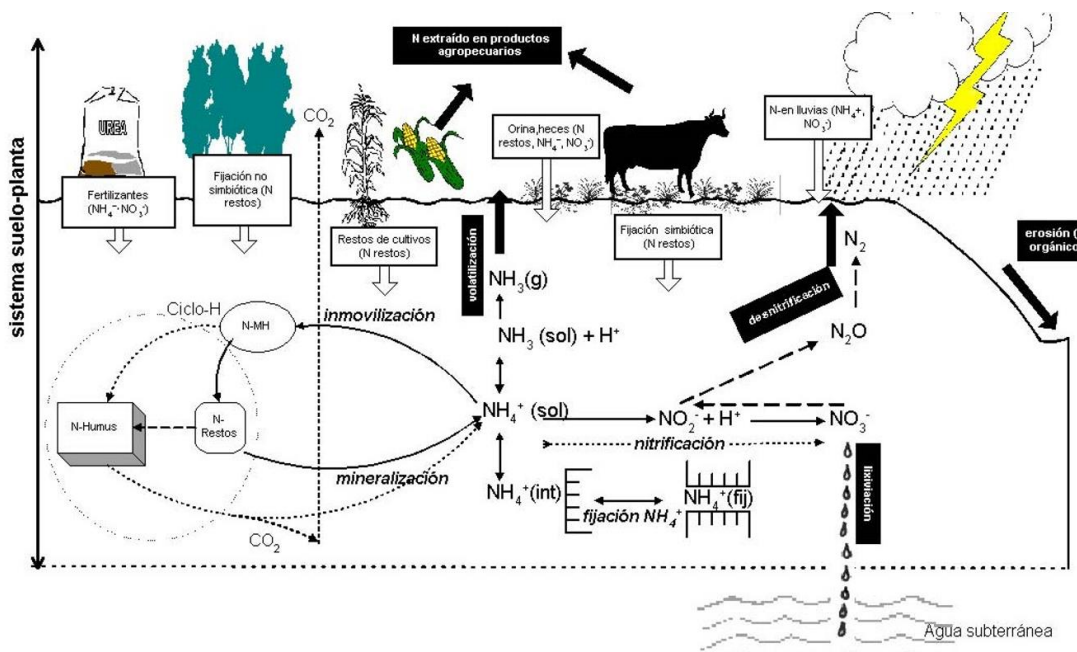
Posteriormente en la fase de la asimilación se realiza la adsorción del amoníaco y nitratos mediante las raíces de las plantas. Estos elementos se integran a las proteínas y ácidos nucleicos de la planta, para posteriormente ser consumidas por los animales que adsorben estos nutrientes.

En la inmovilización y desnitrificación se realizan los procesos inversos anteriormente descritos. En la inmovilización el amonio y el nitrato vuelve a la forma de nitrógeno orgánico, por lo tanto, ya no es metabolizado por las plantas. La desnitrificación de los nitratos y el amonio se produce por las fases de reducción generando nitrógeno gaseoso y amoníaco respectivamente, este ocurre en las condiciones de un alto pH, humedad, falta de oxígeno con la aplicación de fertilizantes, dado que la escasez de oxígeno provoca que las plantas absorban nitratos en vez de

amoniaco. Todas las fases del ciclo anteriormente mencionadas se observan en la Figura 2. (CICEANA)

Figura 2

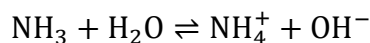
Ciclo del nitrógeno



Nota. Recuperado de “Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad: Nitrógeno”, Perdomo, C y Barbazán, M, s.f, Montevideo, Uruguay, Universidad de la Republica.

5.1.2 Química del Amonio

Cuando ya se comprende la formación del amonio de manera natural, es necesario conocer sus características químicas ya que facilitará el análisis de resultados. Basados en la teoría ácido-base de Bronsted – Lowry se produce la Ecuación 5, donde el ion amonio proviene de la reacción dada cuando la base débil del amoniaco al carecer de OH^- y disolverse en el agua, capta el protón del agua (H^+), de esta manera se forma el ácido débil del amonio que posee una carga positiva junto con un ion hidroxilo (OH^-) (Fernández, 2017).



Base 1 Ácido 2 Ácido 1 Base 2

(5)

La Ecuación 5 es dada por una base débil, esto significa que la reacción no se desplaza de manera total hacia los productos (derecha) y se encuentra en un estado de equilibrio, por lo tanto, esto genera una constante de ionización de la base (K_b) que demuestra la fuerza de una base en disolución, de manera practica la K_b se representa de forma logarítmica como pK_b , en otras palabras la pK_b del amoníaco es de 4.75 (Amor, 2014).

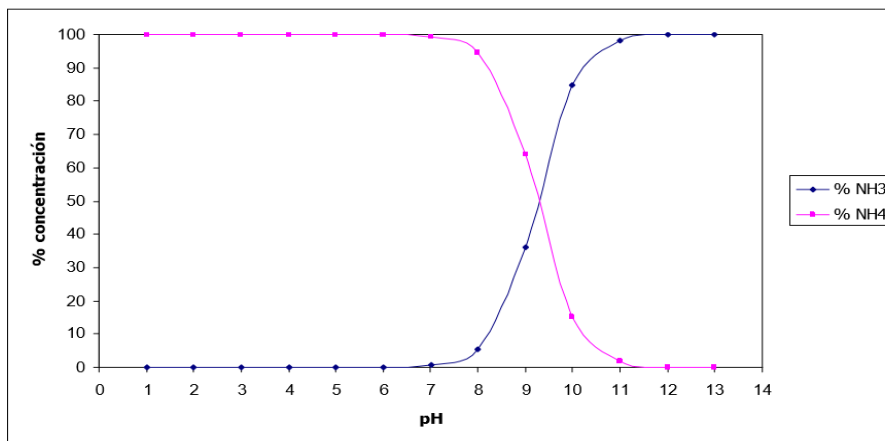
Dado que el amonio es un ácido débil, se puede devolver el equilibrio de la ecuación hacia la izquierda de la manera en que se da en la Ecuación 6, esto se da cuando se añade una base como el agua, en un proceso conocido como la hidrólisis de sales, en esta reacción se vuelve a formar el amoníaco. En este caso se produce una constante de ionización del ácido (K_a) y en su forma practica pK_a , la cual tiene un valor de 9.25. (Universidad de Alcalá, s.f.) (Amor, 2014)



Según los autores (Cárdenas y Sánchez, 2013) se considera el amonio total como la unión de las concentraciones del amonio ionizado (NH_4^+) y el amonio no ionizado (NH_3) debido al equilibrio de la reacción en un estado de solución acuoso. Este equilibrio depende principalmente del pH, temperatura y la salinidad, ya que en pH bajo domina los H^+ y por consiguiente el amonio. En condiciones normales a una temperatura de 25°C y un $\text{pH} = 7$ el, NH_3 está a un 0.6%. Lo contrario sucede en un pH alto, por ejemplo, de 9.5 y con temperatura de 30°C donde es mayor la presencia de los OH^- y domina el elemento del amoníaco con un porcentaje del 72%. Se puede observar en la Figura 3 lo anterior dicho. (Cárdenas y Sánchez, 2013)

Figura 3

Porcentaje de amoniaco y amonio en variación del pH



Nota. Recuperado de “Estudio de viabilidad de un proceso de eliminación de amonio mediante electrooxidación en la EDAR Valle de Vinalopó”, Amor, A.C., 2014, p. 8, España: Universidad de Alicante.

5.1.3 El ion Amonio en Diferentes Fuentes

Las fuentes de amonio en el medio ambiente pueden ser tanto naturales como lo es el ciclo de nitrógeno y de manera artificial, dado por los fertilizantes, excretas de animales, porcicultura, descargas de agua residual municipal e industrial, entre otros.

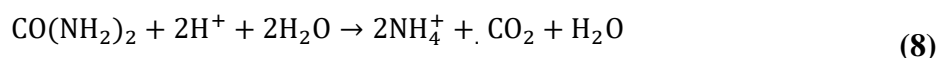
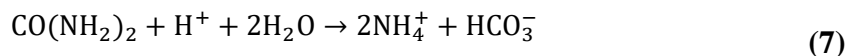
Los fertilizantes nitrogenados poseen dos categorías: orgánicos, también conocidos como “de liberación lenta” e inorgánicos. Los fertilizantes orgánicos son implementados para obtener cultivos más libres de agroquímicos, estos se caracterizan ya que el N implementado se degrada de manera más pausada debido a que no presenta alta solubilidad en el agua, sin embargo, la cantidad necesaria para aplicar es mayor, en ocasiones dependiendo de la temperatura y humedad se degrada a NO_3^- . Por otra parte, los fertilizantes inorgánicos están fabricados a partir del amoníaco, derivando de este elemento diversos fertilizantes nitrogenados, los principales están elaborados de amonio y nitritos como se observa en la Figura 4. Sin embargo, a manera comercial se implementa en mayor proporción las mezclas de urea (30-35%) y nitrato de amonio (40-43%) junto con agua, conocida como soluciones UAN. Estas soluciones son implementadas en producciones de cultivo muy intensas, ya que tiene la ventaja de ser de fácil aplicación y se pueden mezclar tanto con fertilizantes sólidos como líquidos. (Perdomo y Barbazán)

Figura 4*Porcentaje de nitrógeno en algunos fertilizantes*

FERTILIZANTE	FORMULA	N (%)
Nitrato de amonio	NH ₄ NO ₃	33
Fosfato monoamónico	NH ₄ H ₂ PO ₄	11
Fosfato diamónico	(NH ₄) ₂ HPO ₄	21
Sulfato de amonio	(NH ₄) ₂ SO ₄	21
Nitrato de calcio	Ca(NO ₃) ₂	16
Nitrato de sodio	Na NO ₃	16
Urea	CO(NH ₂) ₂	46
Nitrato de amonio cálcico	(NO ₃) ₂ . NH ₄ Ca	27
Nitrosulfato de amonio	NH ₄ NO ₃ . (NH ₄) ₂ SO ₄	30
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	26
Nitrato de potasio	KNO ₃	14

Nota. Recuperado de “Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad: Nitrógeno”, Perdomo, C y Barbazán, M, s.f, Montevideo, Uruguay, Universidad de la Republica.

Las excretas de los animales son otras fuentes por considerar como una forma de producción de amonio, ya que están integradas con sustancias que pueden convertirse en el ion, como es el ácido úrico que genera este elemento cuando se encuentre en el suelo a un pH mayor a 6.3 de la manera que se indica en la Ecuación 7 o en pH menor en a 6.2 según la Ecuación 8, así mismo, algunos animales realizan la eliminación de amonio de manera directa. Esta problemática se observa principalmente en la ganadería extensiva, donde al calcular la cantidad de amonio producido en excretas se presenta altas dificultades, sin embargo, en algunos estudios realizados en lotes de engorde de aproximadamente 3.200 cabezas se estima que la producción de amonio es 1.400 toneladas / año de nitrógeno, lo equivalente generado por 260.000 personas. No obstante, de la gran cantidad de nitrógeno generado, solo el 10 % es absorbido por el suelo, lo restante se desperdicia debido a la lixiviación o percolación, este arrastre de nitrógeno en aguas pluviales se cuantifica entre 50-500 mg/L. (Equipo del Proyecto Fertilizar, s.f.) (Melo & Sacristan, 2018) (Pacheco y Cabrera, 2003)



En la mayoría de los casos las aguas residuales después de su tratamiento en la planta son liberadas directamente a las fuentes hídricas. De acuerdo con el Estudio Nacional del Agua del 2018 y lo presentado en la Figura 5, la carga de neta vertida de nitrógeno total por los

sectores domésticos, industrial y del café en el año 2016 fue de 144.989 t/año, del cual el 74% es producido por la industria y el 26% es de uso doméstico, sin embargo, solo su porcentaje de remoción es del 6%. Se debe tener en cuenta que los porcentajes anteriormente mencionados son generados en lugares de Colombia que poseen alcantarillado sin embargo esto solo cubre el 88.2% de la población urbana, es decir el nitrógeno generado por 5.6 millones de persona es vertido directamente a fuentes hídricas. Por otro lado, en las zonas rurales el cubrimiento de alcantarillado es menor al 75%, lo cual implica la utilización de tanques o fosas sépticas y letrinas, otro medio a considerar como fuente generadora de nitrógeno. Se estima que en el área rural de aproximadamente de 20 personas por ha, se llega a producir aguas subterráneas con concentraciones aproximadas de 440 mg/L de nitrógeno proveniente de aguas residuales. La mayoría del nitrógeno total dispuesto en el agua residual fresca se encuentra en forma de urea, nitritos y nitratos, los cuales posteriormente pueden ser degradados en amonio por los microorganismos. (IDEAM, 2019) (Gómez P. D., 2018) (Pacheco y Cabrera, 2003)

Figura 5

Remoción de diferentes contaminantes en algunos sectores en el año 2016

Parámetro	Carga generada por doméstico e industria (t/año)	Carga vertida por doméstico e industria (t/año)	Cantidad removida (t/año)	% de remoción
DBO	1 952 814	1 134 084	818 731	42%
DQO	5 179 808	2 823 179	2 356 629	45%
SST	1 971 159	1 313 659	657 500	33%
NT	154 008	144 989	9 019	6%
PT	35 327	33 165	2 162	6%

Nota. Recuperado de “Estudio Nacional del Agua”, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2018, p 254, Bogotá, Colombia: IDEAM, COSUDE.

5.2 Problemática del Amonio

5.2.1 El Amonio en Ecosistemas Acuáticos

A medida que el amonio lixiviado proveniente de diversas fuentes llega al ecosistema acuático actúa de manera diferente dependiendo de su entorno. En aguas subterráneas la forma del ion es inestable y su presencia indica la cercanía a un vertimiento de residuos junto con presencia de microorganismos. La concentración del amonio solo aumenta o permanece estable cuando el entorno del agua subterránea es fuertemente reductor. Las concentraciones del ion se muestran generalmente en trazas, no obstante, la identificación temprana es necesaria para evitar la

formación posterior de NO_3^- , un elemento que no es absorbido por el acuífero ni tampoco precipita como un mineral. Un acuífero se considera contaminado y no apto para el ser humano cuando se encuentra los tres elementos de NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ . Los acuíferos debido a sus características son lentos en contaminarse, su modo de purificación es complicada y requiere grandes cantidades de dinero, por eso el control del suelo es la medida más fácil para tener un acuífero saludable. (IGME) (Pacheco y Cabrera, 2003)

En aguas superficiales afecta principalmente ecosistemas lenticos como los lagos, lagunas, pantanos y estereros, sin embargo, también se perturba aguas continentales y costeras. El mayor daño que puede presentar el cuerpo de agua es la eutrofización, ya que cambia en su mayoría las condiciones y características del ecosistema acuático. Los compuestos nitrogenados inorgánicos en el agua están en forma principal de amonio, amoníaco y nitratos. La nitrificación, es un estado importante de equilibrio que determina la disponibilidad de un elemento esencial para el sustento de la biota conocido como el nitrógeno. El desequilibrio en la nitrificación comienza en la alteración de la alcalinidad del agua debido a que un gramo de amonio necesita 7.14 g de carbonato de calcio (CaCO_3) para oxidar a nitrato. De esta manera empieza a afectar la capacidad buffer del agua y a generar inestabilidad en el pH, el cual debe estar en un estado neutro, es decir entre 6.5 y 7.5 para la supervivencia de los peces. Cuando el pH esta fuera de estos rangos el amonio comienza a convertirse en amoníaco como se observa en la Figura 6. Esto afecta los peces debido a que sus membranas branquiales están diseñadas para permitir el paso del NH_4^+ y ser eliminado, en cambio el NH_3 al tener menor solubilidad queda atrapado en las membranas causando daños en el proceso de respiración. (García, Palacios y Varela, 2017)

Figura 6

Concentración de amonio y amoníaco en solución según el pH

NH ₄ /NH ₃ (mg/l)	Proporción amoníaco (mg/l) según pH					
	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0
0.1	<0.001	0.001	0.002	0.006	0.014	0.035
0.2	<0.001	0.001	0.004	0.011	0.029	0.069
0.3	0.001	0.002	0.006	0.017	0.043	0.104
0.5	0.001	0.003	0.010	0.029	0.072	0.173
0.8	0.002	0.005	0.015	0.046	0.115	0.277
1.0	0.002	0.006	0.019	0.057	0.144	0.346
1.2	0.002	0.007	0.023	0.069	0.173	0.415
1.5	0.003	0.009	0.029	0.086	0.216	0.519
2.0	0.004	0.012	0.038	0.114	0.288	0.692
4.0	0.008	0.024	0.076	0.229	0.576	1.384
6.0	0.011	0.036	0.114	0.342	0.864	2.076
8.0	0.015	0.048	0.152	0.458	1.152	2.70

Inocuo Crítico Muy peligroso

Nota. Obtenido de "Peces", Fauna Urbana, s.f, Recuperado de <http://www.faunagijon.com/peces/>

Otra consecuencia de la eutrofización es el aumento de nutrientes los cuales son consumidos por especies de algas y microalgas, aumentando su reproducción junto con la biomasa. La cantidad de algas llega ser tan abundante que arrebatan el oxígeno del agua, dejando un ambiente anóxico para los peces generando mortandad, en consecuencia se disminuye la diversidad acuática. A su vez algunas algas de agua dulce generan las cianotoxinas que son perjudiciales tanto para la salud humana y animal. A nivel económico se pierde un suministro de agua, el cual aumenta el precio operación debido a los problemas de gusto y sabor. (FAO, 1997) (EPA)

5.2.2 Implicaciones en la Salud Humana

Debido a que el amonio no presenta olor ni sabor característico su ingestión mediante el consumo de agua es casi imperceptible, aun con altas concentraciones del ion y con cualquier compuesto nitrogenado.

El amonio es un compuesto tóxico para el cuerpo humano formado mediante la degradación de aminoácidos y otros elementos que contienen nitrógeno, por lo tanto su eliminación es necesaria. No obstante, su excreción no se hace de manera directa y por esa razón se transforma el ion en urea.

Cuando el organismo recibe las concentraciones del amonio dadas por el agua contaminada, esta llega al torrente sanguíneo ya sea por absorción intestinal o por síntesis hepática en el hígado, en este punto el amonio se puede desplazar a cualquier parte del cuerpo puesto que las membranas biológicas solo permitirán la retención del amoníaco, dejando el amonio de manera libre. En consecuencia, la barrera hematoencefálica, encargada de proteger la entrada de sustancias extrañas a los capilares del cerebro no funcionaría con el amonio libre, por consiguiente, se genera una disfunción con daño cerebral dado por el neurotóxico del amonio y su acumulación.

Una alta concentración de amonio genera daño en los hepatocitos que son incapaces de asimilar el amonio en forma de urea, de este modo pasa en su forma natural a la circulación general. Este daño al organismo se conoce como Encefalopatía Hepática (EH). La enfermedad se define como un síndrome neuropsiquiátrico causando la alteración del estado mental, debido a que el amonio indispone los receptores del glutamato, considerado el principal neurotransmisor excitador, la consecuencia de la inhibición del glutamato se refleja en la disminución de la

transmisión nerviosa, es decir se afecta el sistema nervioso central (SNC) y en última instancia el paciente desarrolla coma hepático. (Sociedad Española de Bioquímica y Patología Molecular, 2007)

Al evitar la presencia de amonio en el agua, también se inhibe la formación de nitratos y posteriormente en nitritos, los cuales son causantes de varios malestares, como la disminución en la capacidad del torrente sanguíneo de llevar oxígeno a los tejidos, esta enfermedad es conocida como Metahemoglobina y su condición es nombrada Síndrome del Bebé Azul, la cual se presenta en infantes hasta de 6 meses. Adicionalmente se genera otros padecimientos como baja presión sanguínea, falta de crecimiento en los niños, aumento del ritmo cardíaco, fallecimiento y cáncer estomacal. (ATSDR)

Las enfermedades generadas por las cianotoxinas de las algas en los cuerpos de agua eutrofizados también se pueden prevenir al mejorar la disminución del amonio. Las cianotoxinas producen enfermedades como vómito, malestar estomacal, diarrea, daño hepático y renal que afectan en mayoría a poblaciones vulnerables, es decir, bebés, niños, ancianos, entre otros. (EPA)

5.2.3 Marco Legal Internacional y Nacional

Debido a que es un derecho fundamental el acceso a agua potable, los gobiernos deben tener protocolos, políticas y límites para manejar las condiciones de salud relacionadas con la ingesta de agua. Por esos motivos el presente trabajo se maneja la normativa en relación con el amonio a nivel nacional e internacional.

Se considera como un valor habitual de amonio según la Organización Mundial de la Salud (OMS) una concentración menor de 0.2 mg/L en aguas superficiales, en el caso de las aguas subterráneas existe hasta una concentración de 3 mg/L. No se implementa un valor límite que afecte la salubridad ya que el amonio en el agua no genera daños inmediatos en la salud humana, sin embargo, sus efectos toxicológicos se muestran en elevadas exposiciones de 200 mg/Kg de peso corporal. (OMS, 2006)

En la legislación colombiana al igual que la OMS, se implementa en la medición del amoníaco su forma ionizada (NH_4^+). Así mismo, se incluye en el Nitrógeno Total (NT) las formas inorgánicas como nitrito, nitrato y amonio, junto con el nitrógeno orgánico que incluye, proteínas, aminas, aminoácidos, entre otros compuestos. No obstante, en las leyes del país no hay una norma

específica para el NT, aunque se hace énfasis en los compuestos de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- . En la Tabla 1, se observa las leyes vigentes y los rangos permisibles para el compuesto de amoníaco. (IDEAM, 2013)

Tabla 1

Leyes colombianas vigentes

Estatuto	Implementado en:	Valor límite de Nitrógeno amoniacal
	Artículos: 2.2.3.3.9.3. y 2.2.3.3.9.4	
Decreto 1076 de 2015:	Procesos de desinfección junto con calidad apta el consumo humano y doméstico en procesos de tratamiento convencional o que solo requieran esterilización	1 mg/L
Parte 2, Título 2, Capítulo 3, Sección 9.	Artículo 2.2.3.3.9.10. Preservación de fauna y flora en aguas: Frías o cálidas dulces, marinas, estuarinas	0.1 centilitro (cl)
	Artículo 8	
	Vertimiento puntual de aguas residuales domésticas, actividades comerciales, industriales o de servicios.	0,3 mg/L
Resolución 0883 del 2018	Artículo 9: Valores máximos de vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas.	Agroindustria: 5 mg/L Ganadería. 5 mg/L Acuicultura: análisis y reporte.
	Artículo 15:	
	Valores límites máximos en vertimientos puntuales para actividades industriales, comerciales o de servicios no mencionados en capítulos V y VI	0,3 mg/L

Nota. Adaptado de la Resolución N° 0883. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia, 18 de mayo del 2018 y el Decreto N° 1076. Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia, 26 de mayo del 2015 .

5.3 Formas de Eliminación del Amonio en el Agua

En la actualidad existen varios sistemas de eliminación de amonio, la mayoría proceden de procesos convencionales que son utilizados generalmente en agua residual industrial y doméstica. Algunos procesos que más se implementan son los siguientes:

5.3.1 Procesos Biológicos

Es uno de los procedimientos más comunes y se basa en la eliminación de compuestos nitrogenados presentes en el agua mediante diferentes clases de bacterias a través de la oxidación del amonio. El desarrollo se da en dos etapas, la primera es la conversión de amonio a nitratos (nitrificación), la siguiente es la transformación de nitratos por medio de la reducción a gas de nitrógeno (desnitrificación). Por otro lado, presenta desventajas como un lento periodo de funcionamiento, sensibilidad de las bacterias por la temperatura, la necesidad de tener un equilibrio entre fósforo y carbono orgánico para la adición o eliminación.

5.3.2 Sistemas Electroquímicos

Son procesos químicos en los cuales utilizan oxidantes químicos como el cloro con el fin de convertir el amoníaco en nitrógeno gaseoso. La aplicación de este método se da por un sistema electroquímico que puede ser indirecto al ser necesario el elemento oxidante o directo cuando se omite el uso del oxidante. No obstante, se debe tener presente los limitantes como la falta de selectividad del amonio para la oxidación, alta necesidad de energía y sensibilidad a los sólidos suspendidos.

5.3.3 Separación Implementando Membrana

Los tratamientos que utilizan membranas se basan en sistemas de ósmosis inversa o nanofiltración, en el cual el efluente a tratar pasar a través de ellos se retiene el contaminante. A pesar de ser procesos con altas eficiencias se debe tener en cuenta varios parámetros como el pH del agua, incrustaciones generadas por la alta presencia de calcio, sulfato y alcalinidad, además la generación de subproductos.

5.3.4 Stripping con Aire

El procedimiento se fundamenta en la transferencia del amoníaco presente en el agua a una corriente de aire utilizando torres o aireadores convencionales, posteriormente el amoníaco es acumulado en estanques de almacenamiento o vuelve a su estado acuoso en forma de sulfato de amonio. Es una técnica sencilla de utilizar, sin embargo, presenta inconvenientes principalmente por la alta solubilidad del amoníaco, condiciones de temperatura y un pH adecuado que permita la eliminación del contaminante.

5.3.5 Sistema de Adsorción

Es un proceso que su función básica es la adherencia del contaminante seleccionado en la superficie del adsorbente. La adsorción se da en dos clases principalmente: por el amoníaco iónico y no iónico. La primera de ellas hacen referencia a la eliminación del amonio (NH_4^+) en el agua mediante el intercambio de iones por ejemplo, la zeolita y la segunda forma es utilizando resinas de intercambio iónico formadas a partir de metales tales como el cobre o el zinc los cuales, retienen el amoníaco no iónico (NH_3). (BQE Water, 2018)

5.4 Material absorbente: Polímeros

Los polímeros en la actualidad hacen parte del uso cotidiano de la sociedad ya que tienen múltiples funciones tales como en la industria de la moda, empaques de alimentos, equipos electrónicos, entre otros. Así mismo, el desarrollo investigativo se ha enfocado en conocer otras capacidades de los polímeros por consiguiente, se ha propuesto la implementación de polímeros como una tecnología de adsorción.

5.4.1 Generalidades de los polímeros

Los polímeros son considerados como una macromolécula ya que su formación se da por la unión generalmente de enlaces covalentes entre moléculas más sencillas que se repiten a lo largo de su estructura conocidas como unidades monoméricas. Son considerados compuestos orgánicos e inorgánicos, además tienen pesos moleculares entre 10.000 a 1.000.000 g/g \times mol. (Askeland, 1987)

De acuerdo con el origen de los polímeros se puede clasificar en: polímeros naturales que poseen estructuras más complejas y como su nombre lo indica se encuentra en la naturaleza o hace parte de los seres vivos por ejemplo el ADN, caucho, seda, entre otros. Se consideran polímeros semisintéticos cuando la naturaleza molecular se transforma químicamente sin destruirla, finalmente están los polímeros sintéticos que son elaborados de maneras artificiales y generalmente a partir de sustancias de bajo peso molecular. (Cuenca, 2015)

Según las combinaciones de las unidades monoméricas de los polímeros observada en la Figura 7, se pueden ordenar de la siguiente manera: homopolímeros cuando su estructura solo contiene unidades de repetición idéntica, el copolímero aleatorio posee monómeros diferentes y se distribuyen de manera aleatoria, finalmente el copolímero alternado está conformado de distintas unidades con distribución regular. (Hernández, 2006)

Figura 7

Organización de las unidades monoméricas de los polímeros

-A-A-A-A-A-A-A-A-A-A-A-A-A-

homopolímeros

-A-A-A-B-A-B-B-A-B-A-A-B-B-B-

copolímero aleatorio

-A-B-A-B-A-B-A-B-A-B-A-B-A-

copolímero alternado

Nota. Recuperado de “Síntesis y caracterización de polímero vía radicales libres usando xantatos”, de Hernández. M, 2006, p. 5, Hidalgo, México: Universidad Autónoma del estado de Hidalgo.

Los polímeros varían según su mecanismo de sintetización que pueden ser: por adición mediante un enlace covalente o por condensación por medio de una reacción química. Así mismo los polímeros se forman de manera lineal, ramificada, entrecruzada o reticulada. Comúnmente los polímeros se describen mediante su comportamiento al ser calentados ya que pueden ser termoplásticos, al actuar como plásticos en altas temperaturas, termoestables al no presentar variación de su estructura por acción del calor o elastómeros, los cuales se deforman elásticamente sin cambiar de manera permanente su condición. La producción de los polímeros se da con o sin poros, además algunos son reforzados por otros materiales como metales. (Serrano y Mendizábal, 2015) (Askeland, 1987)

5.4.2 Los geopolímeros

Se consideran como geopolímeros (GP) aquellos polímeros inorgánicos que contienen en su base óxidos de Al y Si, generalmente este material es producido de tres maneras. La primera de ellas proviene de desechos industriales o agrícolas que aportan las propiedades de los geopolímeros en cuanto a su composición química, estructura y morfología, el segundo son las cenizas generadas por la cáscara de arroz o de la fibra, las cuales se utilizan como materia prima para sintetizar el GP, finalmente se implementa la escoria producida por los hornos metalúrgicos que generan arribo, que es un producto dado por la fusión del hierro. Sin embargo, lo más importante de la materia prima es que debe tener una cantidad abundante de aluminio y sílice. (Suarez, 2018) (Asima et al., 2018)

Su estructura es tridimensional, la cual está constituida con tetraedros de SiO_4 y AlO_4^- según se observa en la Figura 8, así mismo se organiza alternativamente conformando una red de poli(siliatos) y está unida mediante átomos de oxígeno compartidos. En su formación debe estar presentes cationes como Na^+ , K^+ y Al^{2+} ubicados entre los espacios de la red con el fin de generar un balance a la carga negativa del AlO_4^- . El geopolímero se presenta como un material sólido en polvo. (Cordero, 2010)

Figura 8

Estructura de los geopolímeros



Nota. Recuperado de “Estudio de las propiedades de geopolímeros a base de metacaolín y el efecto de la incorporación de sílice geotérmica”, de Cordero, E, 2010, p. 8, Nuevo León, México: Universidad Autónoma de Nuevo León.

5.4.3 Sintetización de los geopolímeros

Con el fin de generar los GP se necesita tres clases de compuestos básicos conocidos como: materiales de partida, relleno inactivo y solución geopolimérica. Los materiales de partidas son los desechos agrícolas e industriales, por ejemplo, la ceniza y la escoria, que se describieron

anteriormente. El relleno inactivo es usado con el fin de aportar el Al^{3+} , el cual es dado por componentes como la caolinita que es una clase de arcilla o la metacoalinita, un material cementante. Se utilizan dos soluciones geopoliméricas, el álcali hidróxido el cual es requerido para disolver los materiales de partida y el silicato de sodio implementado como agente aglomerante o dispersante.

Cabe mencionar que se incluye el concepto de polimerización, es decir, la síntesis de los geopolímeros. El procedimiento se resume en cuatro partes:

1. Disolución: la presente fase está dividida en dos partes, la primera es la extracción de los poli(sialatos) presentes en la materia prima, los cuales seguidamente presentan una disolución en la superficie al mismo tiempo que se forma los enlaces.
2. Los elementos de Al y Si son transportados desde la superficie hacia un espacio interpartícula.
3. Se añade el silicato de sodio generando una fase gel entre el aglomerante con los complejos de Al y Si.
4. La polimerización finaliza debido al endurecimiento del gel. (López, 2015)

5.4.4 Propiedades de los geopolímeros

Las características de los geopolímeros dependen principalmente de la materia prima con la cual se sintetiza, esto influye en propiedades como: homogeneidad de la microestructura, conductividad térmica y resistencia a la compresión. Algunas de las propiedades de los GP son las siguientes:

- Resistencia química en medios ácidos y alcalinos
- Baja permeabilidad
- Estabilidad térmica
- Resistencia a ciclos de hielo - deshielo
- Encapsulación de residuos peligrosos. (López, 2015)

5.5 Procedencia del Geopolímero Analizado

El geopolímero utilizado en el presente estudio es sintetizado a partir de un material proveniente de desechos industriales conocido como calamina o “casarilla de laminación” y se observa en la Figura 9. La calamina es un subproducto importante generado en las siderúrgicas y

su formación se da por la oxidación de la superficie de acero en la elaboración de productos semiterminados o por procesos de laminado caliente. (UPME , 2018)

Figura 9

Cascarilla de calamina



Nota. Recuperado de “Evaluación del uso de cascarilla de laminación como agregado fino en la elaboración de concreto convencional”, de Rojas, L. y Restrepo, S., 2016, p.18, Medellín, Colombia: Universidad EAFIT.

La calamina se desprende por dos medios: la separación mecánica o química. El proceso mecánico consta en ejercer presión mediante el contacto entre los cilindros de laminación y la banda o el desbaste. En el medio químico se aplica un ácido con el fin de disolver la cascarilla, la cual es recuperada posteriormente.

Los componentes de la cascarilla de laminación son principalmente óxidos de hierro, trazas de metales no férricos, metales alcalinos y aceite de laminación. Se calcula que al producir una tonelada de acero laminado se generan entre 20-40 kg de calima, lo cual representa una gran oportunidad de reutilizar el hierro en otras áreas del proceso, sin embargo, al contener aceite las posibilidades del reciclaje son limitadas. (Álvarez, 2019) (UPME , 2018)

5.6 El Proceso de Adsorción en Fase Líquida

La adsorción se considera como un medio en el cual un compuesto denominado adsorbato se concentra en la superficie de elemento nombrado adsorbente, lo anterior se puede aplicar en la interfaz gas- sólido, sin embargo, por objetivos del estudio se enfocará en las fases líquido-sólido.

Las fuerzas intermoleculares presentes en el adsorbente están distribuidas en todas las direcciones, sin embargo, empiezan a alterarse en la superficie donde se encuentran la nube de electrones debido al acercamiento de la molécula contaminante, esto sucede debido a la fuerza de

atracción nuclear. Esta clase de fuerza se presenta en los poros o pozos del adsorbente y presenta un campo de influencia muy corto (nanómetros), este fenómeno es el encargado del proceso de adsorción. Una vez que la molécula está atrapada en el poro o pozo necesita conseguir suficiente energía cinética para poder salir de la superficie, a su vez la energía cinética se convierte en energía potencial, este acontecimiento se conoce como desorción.

Se debe resaltar que el proceso de adsorción en fase acuosa es más complejo que en fase gaseosa debido a que intervienen las fuerzas del disolvente, de esta manera se generan los siguientes vínculos: molécula-disolvente, adsorbato-disolvente y molécula-adsorbato. Es decir, la capacidad de adsorción no solo depende del material adsorbente, si no involucra la afinidad de la solución con el adsorbato. Por ello es necesario conocer la polaridad del solvente con la finalidad de que la molécula solo sea adsorbida por el adsorbente. (Asenjo, 2014) (EPA, 1999)

5.6.1 Tipos de Adsorción

La atracción entre el adsorbato y el adsorbente se puede presentar de las siguientes maneras:

- **Fisorción o adsorción física:**

Esta clase de adsorción se da por medio de las fuerzas Van der Waals, las cuales forman enlaces débiles sin presentarse transferencia de electrones, por consiguiente, tanto el adsorbente y la molécula mantiene su comportamiento individual. Además, es un proceso que se desarrolla generalmente a bajas temperaturas, las mismas condiciones ayudan a que el proceso sea reversible. Otra característica que se presenta es la formación de multicapas debido que no es proceso de adsorción en específico, provocando que las moléculas del adsorbato se distribuyan en varias capas por toda la superficie del adsorbente.

- **Quimisorción o adsorción química:**

Este proceso se caracteriza por formar enlaces químicos covalentes y por lo tanto se considera una fase irreversible, además de ser un sistema relacionado directamente por el aumento de calor, es decir, a mayor temperatura mayor eficiencia, esta preferencia hace que sea un proceso lento. Al contrario de la fisorción la superficie solo tiene sitios activos donde el adsorbato es

atraído. Adicionalmente, al involucrar enlaces químicos se genera una mayor especificidad con la molécula que se desea atraer. (Asenjo, 2014) (Arroyo y Ruiz, 2018) (Vargas, 2018)

5.6.2 Parámetros que Influyen en el Proceso de Adsorción

Las variables que influyen en las fases de adsorción son diversas, no obstante, cada una debe modificarse con el fin de presentar las condiciones adecuadas para el proceso. Algunos de los parámetros más influyentes son:

- **pH de la solución:** el pH es capaz de influir tanto en la capacidad del adsorbente como del adsorbato, debido a que los iones hidróxido e hidronio compiten en algunos casos con el adsorbato para ser retenidos. Otra intervención es en el grado de disociación del adsorbato debido a que se puede aumentar la presencia de especies iónicas.
- **Temperatura:** depende principalmente si es un proceso de fisisorción o quimisorción. En algunos adsorbentes las elevadas temperaturas afectan al material así mismo, a nivel práctico es más favorable económicamente los sistemas que se dan a temperatura ambiente o no necesiten gran cantidad de calor para su activación.
- **Velocidad de agitación:** es un mecanismo que ayuda a aumentar la velocidad de remoción debido a que promueve el contacto entre el adsorbente y el adsorbato, sin embargo, se debe tener cuidado ya que puede dañar la estructura del material adsorbente.
- **Tiempo de equilibrio:** es considerado como la fase en que la concentración de adsorbato se mantiene constante por un tiempo tanto en solución como en el adsorbente, lo anterior dicho sucede cuando se llenan toda la superficie o los sitios activos del material adsorbente. A nivel industrial es más conveniente los adsorbentes que entran en la fase de equilibrio de manera más rápida debido al menor costo.
- **Presencia de otras sustancias:** se dan en situaciones reales cuando se presentan soluciones con diferentes componentes los cuales compiten con el adsorbato para ser retenidas, afectando las capacidades de adsorción y disminuyendo la velocidad del proceso, lo anterior se nombra congestión de moléculas inertes.
- **Concentración inicial del ion:** influye principalmente en la cantidad de material adsorbido, se presentan casos en los cuales a mayor concentración inicial aumenta la retención por unidad de masa del adsorbente, sin embargo, puede o no afectar la eficiencia de remoción.

- **Naturaleza del adsorbente y del adsorbato:** en el adsorbente son igualmente de importantes las propiedades químicas como estructurales, ya que están relacionadas con la capacidad de retención como la formación de enlaces, sitios activos, textura superficial, entre otros. En cuanto al adsorbato se aplica la Regla de Lundelius, la cual indica que entre mayor sea soluble una sustancia, menor será el grado de adsorción. Además, según el grado de ionización del adsorbato puede presentar afinidad con la carga superficial de algunos adsorbentes, indicando la capacidad de retención.
- **Naturaleza del disolvente:** dependiendo de la intensidad con la que se relacione el adsorbato con la naturaleza química del disolvente intervendrá con la capacidad de su retención. Así mismo se involucra la tensión superficial de la solución debido a que determinará si la superficie del adsorbente es apta y en caso de presentar porosidad el líquido tiende a rellenar estos sitios ayudando a la adsorción.
- **Relación sólido-líquido:** es una medida que ayuda a conocer la eficiencia y capacidad de adsorción, es la cantidad de adsorbente presente por volumen de prueba debido a su relación directa con la variación de los sólidos solubles. Se debe mencionar la importancia de no sobresaturar la mezcla, ya que se puede generar un sobrante. (Arroyo y Ruiz, 2018) (Asenjo, 2014) (Vargas, 2018)

5.7 Isoterma de Adsorción

Con el fin de conocer la capacidad del adsorbente se implementan sistemas cuantitativos conocidos como isotermas de adsorción. Cada fenómeno de isoterma tiene diferentes características que ayudan a realizar la comparación de cada uno, de este modo se evalúa el potencial de interacción del adsorbato con el adsorbente.

Se forma una isoterma mediante la representación gráfica de la cantidad de adsorbato retenido en la superficie del adsorbente, en función de una solución con la concentración del adsorbato. Para realizar la gráfica se debe cumplir las condiciones en las cuales la solución debe estar a una temperatura constante y alcanzar una fase de equilibrio.

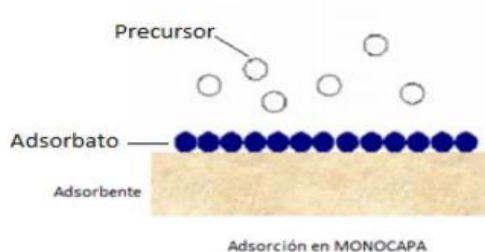
Los modelos Freundlich y Langmuir han desarrollado isotermas en la fase sólido-gas, no obstante, en las revisiones bibliográficas se implementan estos modelos en un sistema sólido-líquido. (Arroyo y Ruiz, 2018) (Asenjo, 2014)

5.7.1 Modelo de Langmuir

Fue el primer modelo de isoterma presentado el cual propone que el adsorbato contiene una energía de adsorción constante en una superficie homogénea, de la manera en que se observa en la Figura 10. Así mismo se considera la presencia de sitios activos en donde se acentúan las moléculas del adsorbato impidiendo que se traslade a otra parte de la superficie evitando la interacción con otras moléculas, de este modo se constituye una monocapa saturada. Es un sistema reversible, por lo tanto, no cambia las propiedades de las moléculas ni la del adsorbente.

Figura 10

Esquema de adsorción de Langmuir



Nota. Recuperado de “Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local”, de Lagos, L., 2016, p. 21, Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.

En la Ecuación 9 se presenta el modelos Langmuir en el cual, Q_{max} es la máxima capacidad de adsorción por la monocapa. (mg/g), K_l es la constante de Langmuir e indica la afinidad del adsorbente (L/mg), C_e es la concentración de equilibrio (mg/L), Q_e representa la concentración del soluto adsorbido en equilibrio por unidad en peso del adsorbente (mg/g), finalmente al es la constante asociada con la energía del enlace entre el adsorbato y el adsorbente que varía según la temperatura. (Martínez, 2007)

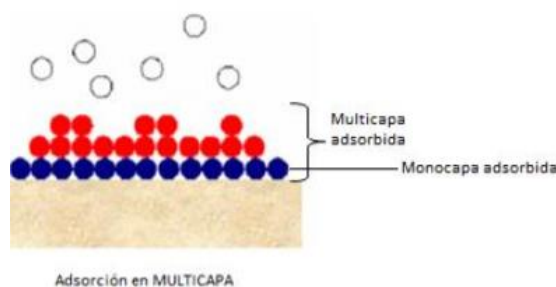
$$Q_e = \frac{Q_{max}K_lC_e}{1 + K_lC_e} \rightarrow \frac{K_lC_e}{1 + al * C_e} \quad (9)$$

5.7.2 Modelo de Freundlich

Se origina de una ecuación empírica en la cual se asume que la superficie del adsorbente es energéticamente heterogénea por lo tanto, posee varios sitios activos con diferentes afinidades debido a la distribución exponencial de la energía, lo cual se representa en la Figura 11. A causa de la variedad de los sitios activos se llenan primeramente los lugares de mayor a menor afinidad, en consecuencia la teoría de la monocapa del adsorbente es invalida, por lo tanto, es reemplazada por la formación de multicapas eliminando de este modo la capacidad máxima de adsorción.

Figura 11

Esquema de adsorción de Freundlich



Nota. Recuperado de “Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local”, de Lagos, L., 2016, p. 21, Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.

Por medio de la Ecuación 10 se demuestra la isoterma de Freundlich, de tal manera que Q_e es la cantidad retenida por peso unitario del adsorbente (mg/g), K_f es la constante indicadora de la capacidad de adsorción (mg/g), C_e presenta la concentración de equilibrio (mg/L) y la constante n muestra la intensidad de adsorción (adimensional).

$$Q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (10)$$

5.8 Desarrollo de la Cinética

Los mecanismos de cinética se implementan como un medio que permite conocer cuantitativamente la velocidad de adsorción del adsorbato. Así mismo se mide el tiempo de residencia del adsorbato en la interfaz sólido-disolución, es decir se evalúa la velocidad con la cual el contaminante es removido del efluente. Los modelos matemáticos más utilizados para medir la

cinética en fase líquida son: pseudo primer orden (PPO), pseudo segundo orden (PSO) y difusión interparticular, el presente trabajo está enfocado en los dos primeros modelos.

5.8.1 Fases de la Cinética

Generalmente en el proceso de adsorción las moléculas del adsorbato llegan desde el exterior y se dispersan dentro del adsorbente hasta ocupar completamente los sitios de adsorción. El mecanismo varía según la estructura del material, en algunos casos pueden competir o cooperar entre ellos, esto se dará según el sistema dominante. Las condiciones como temperatura y concentración son factores a tener en cuenta.

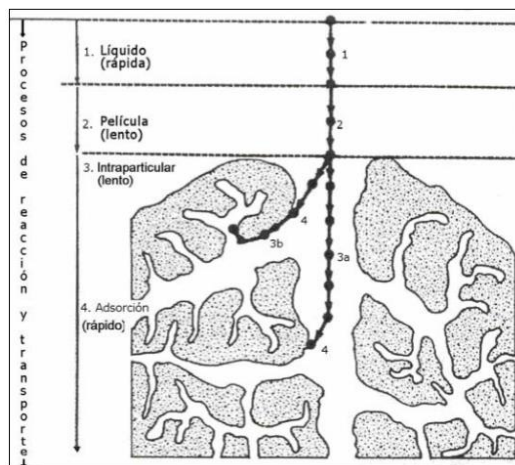
En los adsorbentes porosos intervienen más procesos de difusión a parte del proceso global de adsorción superficial, los mecanismos generales de adsorción en la fase líquida se muestra a continuación y se observa en la Figura 12.

- Difusión externa: es un proceso usualmente rápido debido a la agitación en el cual es transportado el soluto en la fase líquida hasta la superficie externa del adsorbente.
- Difusión interna o de película: es el paso del adsorbato desde la superficie externa conocida como película fija o capa superficial hasta el interior del adsorbente.
- Difusión en la molécula: este procedimiento sucede en dos fases, la primera se indica cuando las moléculas del fluido se esparcen en los poros internos del adsorbente (difusión del poro). Cuando las moléculas previamente adsorbidas se desplazan hacia sitios activos de la superficie sin presentar una desorción completa se conoce como difusión superficial.
- Adsorción: las moléculas son adsorbidas en la superficie interna del poro.

La cinética de adsorción en la molécula se da de manera instantánea en la última etapa, es decir, en la fase de adsorción. Por consiguiente, se considera equilibrio cuando se llenan los sitios activos superficiales del adsorbente respecto a una concentración del adsorbente en disolución. La velocidad se determina principalmente por la difusión interna y difusión en la molécula. (Martínez, 2007) (Asenjo, 2014)

Figura 12

Proceso de adsorción en adsorbentes porosos



Nota. Recuperado de “Simulation and design models for adsorption process”, Weber, W. y Smith, E., 1897, Environmental Science and Technology, 21 (11), p.1040.

5.8.2 Modelo de pseudo primer orden (PPO)

Fue propuesto por Lagergen en el 1898, en el cual la ecuación generada está basada en una reacción superficial, así mismo presume que cada molécula se le asigna un lugar en el adsorbente. Igualmente describe un proceso de variación de velocidad en función del tiempo dado por una fuerza impulsadora que va cambiando por la diferencia entre la cantidad adsorbato retenido por el adsorbente en equilibrio (Q_e) y la cantidad adsorbida en diferentes tiempos (Q_t), como se muestra en la Ecuación 11.

$$\frac{dQ_t}{dt} = K_1(Q_e - Q_t) \quad (11)$$

Donde K_1 significa la constante de velocidad del pseudo primer orden (min^{-1}), Q_e y Q_t se da en unidades de (mg/g). Sin embargo este modelo se ajusta integrando la Ecuación 12, además de suponer los límites donde la concentración inicial el adsorbente es 0, junto con las siguientes condiciones del entorno: $t = 0$ con $Q_t = 0$ y $t = t$ con $Q_t = Q_t$,

$$\ln \frac{Q_e}{Q_e - Q_t} = K_1 \rightarrow Q_t = Q_e(1 - e^{-K_1 t}) \quad (12)$$

5.8.3 Modelo de pseudo segundo orden (PSO)

El modelo dado por Ho y Mackay es enseñado por la Ecuación 13, el cual aplica la misma teoría del PPO sobre la fuerza impulsadora que genera el cambio de las concentraciones del adsorbato, sin embargo, presenta cambios en donde la potencia de adsorción es directamente proporcional a la disponibilidad de centros activos, es decir, es un sistema con una etapa limitante que incluye una velocidad de adsorción dada por un proceso de quimisorción.

$$\frac{dQ_t}{dt} = K_2(Q_e - Q_t)^2 \quad (13)$$

En el cual K_2 equivale a la constante de velocidad del pseudo segundo orden (g/mg×min). Integrando la Ecuación 13 con las mismas condiciones del PPO descritas anteriormente se obtiene el modelo ajustado mostrado en la Ecuación 14. (Pinzón y Vera , 2009) (Arroyo y Ruiz, 2018) (Asenjo, 2014)

$$Q_t = \frac{K_2 Q_e^2 t}{1 + K_2 Q_e t} \quad (14)$$

Capítulo VI

Metodología

El presente capítulo describe los procedimientos con el fin de obtener las isothermas y los modelos cinéticos de adsorción, en cada fase se hace una revisión literaria para escoger las mejores condiciones, sin embargo, al ser un estudio de investigación hay variables que son elegidas por la autora. El trabajo se desarrolló en el Laboratorio de Agua Potable en la Universidad Pontificia Bolivariana y comprendió las siguientes etapas:

- Determinación de las condiciones óptimas de pH y tiempo de agitación para la adsorción del contaminante.
- Variación en el peso del geopolímero y concentración del amonio.
- Aplicación del geopolímero en las muestras recolectadas de diferentes calidades de agua.
- Obtención de los procesos de isoterma y cinética de adsorción.
- Análisis estadístico del error

6.1 Condiciones Iniciales

6.1.1 Reactivos

Los reactivos utilizados fueron: Hidróxido de amonio, es decir, Amoniaco en solución líquida al 25%, Ácido clorhídrico (HCl) e Hidróxido de sodio (NaOH), todos presentan una pureza del 99% y son de la marca Merck. En la calibración del amonio, se implementaron 2 soluciones estándar de amonio a 1000 ppm de las marcas OAKTON y HANNA, así mismo se usó una solución de ajustador de fuerza iónica alcalina (ISA) de la marca OAKTON específica para el electrodo de ion selectivo. En la Tabla 2 se puede apreciar las especificaciones comerciales de los reactivos utilizados en el estudio.

Tabla 2*Especificaciones de los reactivos*

Nombre	Registro CAS	Presentación	Cantidad	Concentración
Hidróxido de amonio	1336-21-6	Líquido	1 L	25%
Ácido clorhídrico	7647-01-0	Líquido	1 L	37%
Hidróxido de sodio	1310-73-2	Sólido	1 kg	
Estándar de amoniaco (ISA) 5M NaCl		Líquido	500 ml	1000 ppm
		Líquido	475 ml	

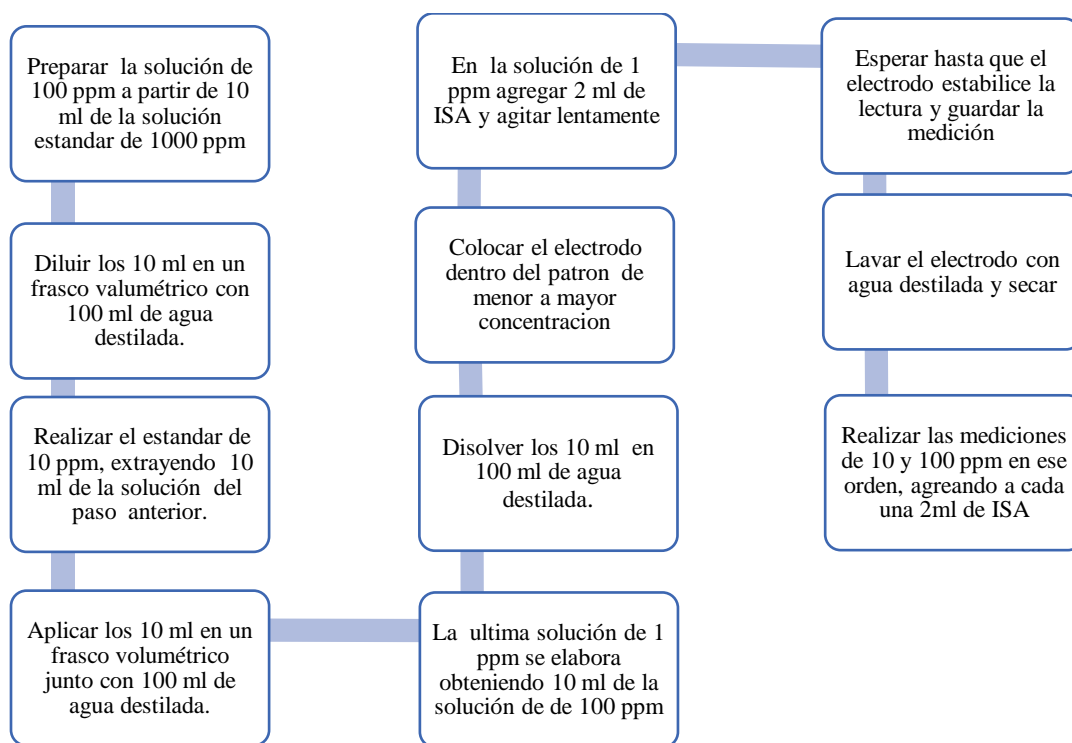
6.1.2 Adsorbente

Los geopolímeros implementados en el estudio fueron otorgados por la Escuela de Química de la Universidad Industrial de Santander (UIS) y realizados por el grupo de investigación en Química Orgánica y Biomolecular.

En el desarrollo del estudio se implementaron dos clases de geopolímeros: Tipo A, el cual tiene la característica de no presentar remoción de amonio, es decir el blanco y el Tipo B, que se modificó con la intención de realizar la adsorción del contaminante, se debe aclarar que durante el transcurso de las pruebas se implementó el GP Tipo B, a excepción del numeral 6.5.1 donde se utilizó en las pruebas de remoción ambas clases de geopolímero con la intención de evaluarlos.

6.1.3 Electrodo

En las mediciones de las concentraciones se utilizó el electrodo de ion selectivo de amonio, ISE 6+ de OAKTON, para su calibración se implementaron las soluciones estándar de amoniaco de 1000 ppm de las marcas OAKTON y HANNA, con las cuales se realizaron 3 soluciones patrón de 100, 10 y 1 ppm, su metodología se aprecia en la Figura 13:

Figura 13*Proceso de calibración del electrodo*

Los datos obtenidos durante la calibración fueron presentados en forma de potencial (mV), al finalizar la medición estos valores son transformados en concentración de amonio y se presentaron en forma de mg/L. Por ello se rectificó la calibración insertando el electrodo en los patrones con la intención de conseguir una nueva lectura, de esta forma se obtuvo mayor presión, adicionalmente se generó una curva de calibración. Este procedimiento se realizó cada día o día de por medio trabajado, de tal manera en se observa en la Figura 14.

Figura 14*Calibración del electrodo a 10 ppm*

6.1.4 Cubrimiento de la muestra

Durante todo el procedimiento cada muestra fue cubierta por cinta vinipel. Sin embargo, este paso puede ser omitido ya que no influye en el proceso de adsorción.

6.2 Parte 1: Identificación del pH óptimo

Con el objetivo de conocer la relación entre la influencia del pH, la adsorción de amonio y el geopolímero, se utilizaron dos rangos de amonio de 100 y 50 mg/L diluidos en un Baker de vidrio con 500 mL de agua destilada, a continuación, se ajustó el pH entre 3 a 10 donde se implementaron soluciones de 0.1 M de NaOH y 0.5 M de HCl, lo descrito anteriormente se basó en la metodología postulada por (Hyun Min Jang, et al., 2018). La prueba se realizó por triplicado donde se adicionó una cantidad de biogeopolímero de 0.01 g/L en cada una, a excepción de las dos pruebas blanco. Se utilizó el equipo Test de Jarras de seis puestos, en donde se ubicaron las pruebas y se aplicó una velocidad de 120 rpm de tal manera en que se observa en la Figura 15, a continuación se hizo la medición con el electrodo de ion selectivo de amonio (ISE) cada 5 minutos durante la primera media hora, posteriormente a las 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5 y 4 horas como se observa en la Tabla 3, la metodología descrita se basó por los autores (Qian Lu, et al., 2019). En la Tabla 4 se muestra el seguimiento de la medición del pH cada media hora, finalmente se implementó la Ecuación 15 con la intención de calcular el porcentaje de remoción de amonio.

$$\text{Porcentaje de remoción} = \frac{C_b - C_m}{C_b} \times 100 \quad (15)$$

Donde:

C_b = concentración de la prueba blanco a determinado tiempo, mg/L

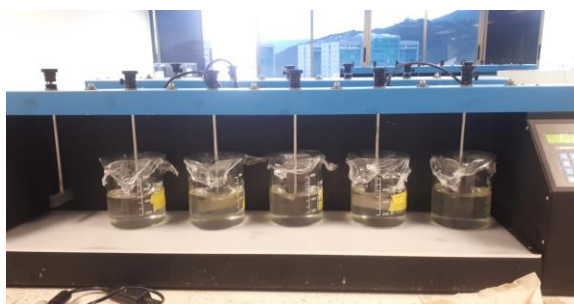
C_m = concentración de la prueba con geopolímero a determinado tiempo, mg/L

Tabla 3*Ejemplo de las concentraciones del amonio en un tiempo determinado*

Concentración de 100 mg/L de amonio.														
Prueba	Tiempo (h)													
	Ci	0.083	0.16	0.25	0.33	0.416	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4
P1														
P2														
P3														
B1														
B2														

Tabla 4*Ejemplo de medición del pH ajustado cada media hora*

pH	Tiempo (h)									
	Inicial	Modificado	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4
P1										
P2										
P3										
B1										
B2										

Figura 15*Ubicación de las pruebas en el test de jarras*

6.3 Parte 2: Variación en las concentraciones de amonio

Se llevó a cabo la siguiente prueba con el fin de conocer la remoción máxima de amonio con la cantidad óptima de geopolímero. Sin embargo, debido a que las fuentes bibliográficas no presentan datos concretos en las concentraciones de amonio y geopolímero a utilizar, estas variables fueron definidas en el proyecto. Para ello se implementaron diferentes concentraciones de amonio, las cuales fueron de 5, 15, 25, 50, 75 y 100 mg/L diluidas en un vaso precipitado con 500 mL de agua destilada. El geopolímero se utilizó con unas variaciones de 0.01, 0,1 y 1 g/L el cual se agregó a las tres pruebas y adicionalmente se usaron dos blancos, en todas las pruebas se establecieron en los pH de 9, 10 y sin modificar. Al igual que en el numeral 6.2 se utilizó el test de jarras a 120 rpm para mezclar el geopolímero con la solución, de tal forma en que se aprecia en la Figura 16. La medición de amonio se realizó cada 1, 2, 3, 3.5 y 4 horas como se observa en la Tabla 5 y se comprobó el pH con los mismos tiempos del numeral ya mencionado. Por último, se calculó el porcentaje de remoción de amonio con la Ecuación 15.

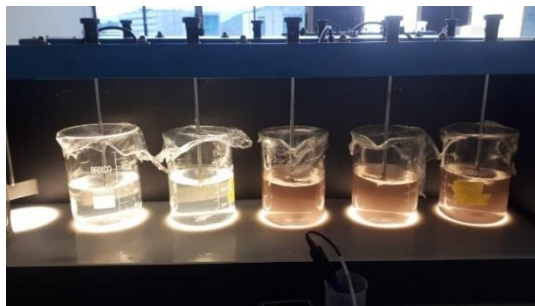
Tabla 5

Ejemplo con 0.1 gramos de geopolímero a pH de 10

Prueba	Geopolímero (0.01 g), pH 10					
	C i	Tiempo (h)				
		1	2	3	3.5	4
P1						
P2						
P3						
B1						
B2						

Figura 16

Test de jarras utilizando 1g de geopolímero



6.4 Parte 3: Recolección de las Muestras

Con el propósito de reconocer la presencia de amonio en diferentes calidades de aguas se seleccionó dos fuentes. La primera de ellas es de agua residual urbana proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Residual de la Universidad Pontificia Bolivariana y la segunda fuente es agua cruda de la quebrada Menzuly ubicada en Floridablanca, Santander.

6.4.1 Desarrollo de la Toma de Muestras

El procedimiento de toma de muestra se llevó a cabo con lo estipulado en el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento del Agua por el IDEAM del año 2007. En todas las fuentes se hizo un aforo volumétrico, primeramente, se realizó un lavado con la muestra en un balde de 20L, a continuación, fue puesto bajo la corriente para la recolección de todo el flujo y simultáneamente se contabilizó el tiempo hasta que se llenó, el caudal obtenido se calculó utilizando la Ecuación 16. La determinación del caudal en la muestra de la quebrada fue diferente al de la PTAR, su procedimiento es descrito en el numeral 6.4.3

$$Q = V/t \quad (16)$$

Donde:

Q= Caudal medido en litros por segundos, L/s

V= Volumen en litros, L

t = Tiempo en segundos, s

En cada alícuota recolectada se obtuvo la temperatura utilizando un termómetro de mercurio, adicionalmente se realizó pruebas *in situ* de pH, oxígeno disuelto y conductividad con el equipo de multiparámetros. Posteriormente, se llevaron a cabo una muestra compuesta en un balde, el cual estuvo conformado por alícuotas obtenidas por la Ecuación 17. El monitoreo se realizó durante un periodo de tiempo de 4 horas.

$$V_i = \frac{V * Q_i}{n * Q_p} \quad (17)$$

Donde:

V_i = Volumen de cada alícuota (L)

Q_i = Caudal instantáneo de cada muestra (L/s)

n = Número de muestras obtenidas

Q_p = Caudal promedio durante el muestreo (L/s)

V = Volumen total a componer(L)

Se realizó la homogenización del contenido en el balde con la agitación con un varilla de vidrio a continuación, la muestra compuesta se distribuyó en dos formas: las pruebas requeridas para el Laboratorio de Estudios Ambientales (LEA) de la UPB y la muestra necesaria para la remoción de amonio. En todas las botellas de almacenamiento se hizo un lavado previo con la muestra para posteriormente desechar cada enjuague y finalmente realizar su llenado. En los frascos destinados para el LEA se dejó un borde libre de dos centímetros para adicionar el reactivo de conservación. Todas las pruebas debieron estar rotuladas y conservadas por refrigeración a una temperatura de 4 °C en la nevera de icopor. Las muestras de DBO₅, fósforo total, gasas y aceites, nitrógeno amoniacal y nitrógeno Kjeldahl se entregaron al LEA cumpliendo con los requisitos observados en la Tabla 6 para su posterior análisis. Las muestras destinadas para los ensayos de remoción se preservaron en la nevera del laboratorio de Agua Residual de la UPB. La metodología de lo anterior mencionado se resume en la Figura 17.

Figura 17

Procedimiento de recolección de muestras en diferentes calidades de agua

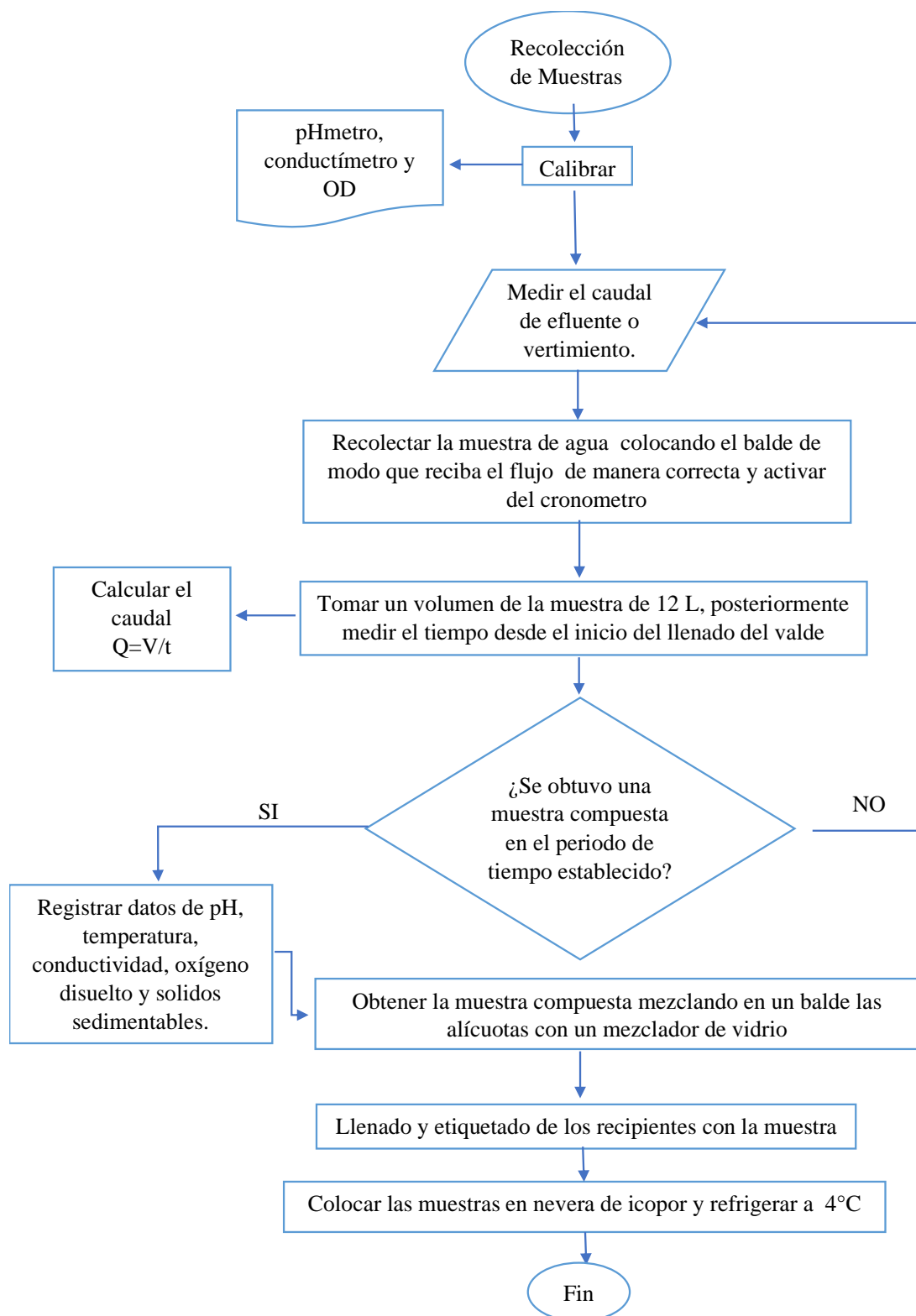


Tabla 6*Requerimientos para la conservación y almacenamiento de muestras de agua.*

Parámetros	Tipo de recipiente	Tipo de muestra	Volumen mínimo (mL)	Preservación	Máximo almacenamiento
Grasas y aceite	Vidrio de boca ancha	Puntual con cabeza de aire	500	Agregar H_2SO_4 hasta pH < 2	28 d
DBO	Plástico /vidrio	Puntual	1000	Refrigerar H_2SO_4	48 h
Nitrógeno amoniacal	Plástico /vidrio	Puntual/compuesta	500	Agregar H_2SO_4 hasta pH < 2	28 d
Nitrógeno orgánico Kjeldahl	Plástico /vidrio	Puntual/compuesta	500	agregar H_2SO_4 hasta pH < 2	28 d
pH	Plástico /vidrio	Puntual	50	Análisis inmediato	
Fósforo total	Plástico/ Vidrio	Puntual	100	Agregar H_2SO_4 hasta pH < 2	28 d
Sólidos sedimentables	Plástico /vidrio	Puntual/compuesta	1000	Análisis inmediato	
Conductividad	Plástico /vidrio	Puntual/compuesta	500	Refrigerar	28 d
Temperatura	Plástico /vidrio	Puntual		Análisis inmediato	
Oxígeno disuelto	Plástico /vidrio	Puntual	50	Análisis inmediato	

Nota. Adaptado de “Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales” (3° versión). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2007. República de Colombia.

6.4.2 Caracterización del Muestreo de la PTAR

Como se ha mencionado anteriormente la toma de muestras se realizó en la PTAR de la UPB, la recolección se hizo en el vertimiento del tratamiento secundario del sistema acuático con la planta *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua), ubicado en las coordenadas $7^{\circ}02'18''N$ $73^{\circ}04'14''W$, como se observa en la Figura 18. Este sistema tiene como fin la absorción de nutrientes del agua como Nitrógeno, Fósforo y Potasio a través de sus raíces.

El muestreo se realizó el mes de noviembre del 2019 en horas de la tarde, se debe tener en cuenta que en esas fechas la carga de agua residual disminuye debido a la baja población de la universidad en esa época, por lo tanto el sistema de la PTAR se retrasa en el inicio de su funcionamiento, completando los diferentes tratamientos hasta las horas de la tarde y obteniendo en este horario la muestra requerida.

Figura 18

Ubicación PTAR



Nota. Obtenido de Google Maps.

6.4.3 Caracterización del Muestreo de la Quebrada Menzuly

Se seleccionó la quebrada Menzuly como fuente de agua cruda para realizar la remoción de amonio, el punto elegido para el muestreo se encuentra situado en las coordenadas $7^{\circ}02'18''N$ $73^{\circ}04'22''W$, como se observa en la Figura 19.

Con el fin de saber el caudal que posee la quebrada fue necesario conocer los estudios previos realizados en los años 2017-2018 y otorgados por el departamento de Gestión Ambiental de la UPB, la técnica utilizada en la medición del caudal fue mediante el método del molinete.

Debido a que la recolección de la muestra se desarrolló durante la mañana, se realizó el promedio histórico del caudal en el respectivo horario.

Obteniendo el caudal promedio y sustituyendo los valores de Q_i con los valores históricos, se realizó el cálculo del volumen de las alícuotas con la Ecuación 17.

Figura 19

Sitio de toma de muestras en la Quebrada Menzuly



Nota. Obtenido de Google Maps.

Figura 20

Medición de sólidos sedimentables en la quebrada



6.5 Parte 4: Acondicionamiento de las Muestras para la Adsorción

En el desarrollo de las fases de los numerales 6.5.1 y 6.5.2 se realizó el siguiente procedimiento: previamente las muestras refrigeradas de agua residual y cruda fueron llevadas a la ventana hasta alcanzar una temperatura ambiente de 23°C en promedio, conservando el equilibrio entre el amonio y del amoníaco junto con un mayor control de la temperatura. A continuación, se agregó el volumen requerido en la respectiva dilución del 10%, 50% y 70%

calculado mediante la Ecuación 18, posteriormente cada vaso precipitado se aforó con la cantidad de agua destilada necesaria hasta completar un volumen de 500 ml, lo anterior se basó según la metodología de los autores (Arroyo y Ruiz, 2018).

$$V2 = \frac{D1 * V1}{D2} \quad (18)$$

Donde:

V2 = Volumen de la muestra requerido por cada dilución (mL)

D2 = Porcentaje de dilución necesario (%).

D1 = Porcentaje de dilución inicial (%).

V1 = Volumen inicial extraído de la muestra (500 ml procedente de los 12000 ml de la muestra compuesta)

6.5.1 Remoción con 0.1 g de Material Adsorbente

Como se mencionó en las condiciones iniciales en esta fase de la prueba se utilizaron los geopolímeros Tipo A y Tipo B. El montaje para cada clase de geopolímero constó de 5 pruebas en total, en donde a 3 de ellas se les adicionó 0.1 g del material adsorbente y en otras dos no lo adquirieron (prueba en blanco). El pH no se modificó debido a que las fases anteriores se demostraron que las mejores remociones se presentaron en las pruebas con pH natural. El seguimiento del pH junto con el de la temperatura fue de treinta minutos durante las 4 horas que duró el procedimiento y la medición del amonio fue en un intervalo de una hora hasta finalizar la prueba del modo en que se observa en la Tabla 7. Al igual que las fases anteriores el geopolímero se mezcló en la solución de la muestra utilizando la prueba de jarras a 120 rpm, como se observa en la Figura 21. Se cálculo la remoción del geopolímero Tipo A y Tipo B utilizando la Ecuación 15.

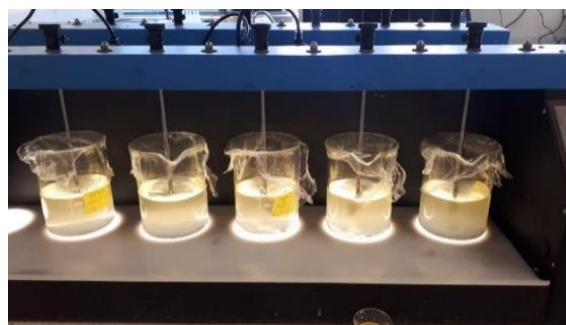
Tabla 7

Ejemplo de concentración de amonio al 10% con el geopolímero Tipo A.

Dilución al 10 % de agua cruda						
Tiempo (h)						
Prueba	C i	1	2	3	3.5	4
P1						
P2						
P3						
B1						
B2						

Figura 21

Remoción de agua residual al 10% con 0.1 g



6.5.2 Remoción con 1g de Material Adsorbente

Se realizó primeramente la metodología mencionada por el numeral 6.5, posteriormente se implementó únicamente 1 gramo del geopolímero Tipo B. En esta fase se utilizó 7 muestras de las cuales se distribuyeron de la siguiente manera: 3 muestras con el material adsorbente en agitación, 2 muestras blancos con GP en agitación y 2 muestras con adsorbente sin movimiento, de tal forma en que se observa en la Figura 22. La duración de cada prueba fue de 5 horas, durante este periodo de tiempo se determinó el pH y la concentración de amonio en intervalos de treinta minutos de la manera en que se observa en la Tabla 8, el seguimiento de la temperatura fue una medición por hora. Se continuó utilizando la prueba de jarras con la misma condición de velocidad, para el cálculo de la remoción se implementó la Ecuación 15.

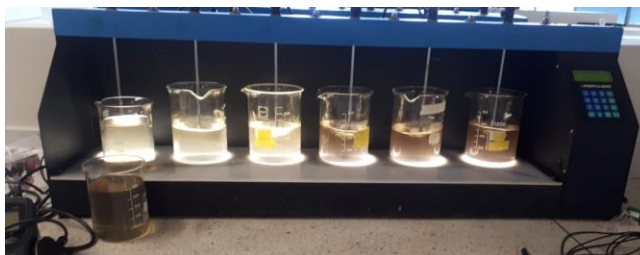
Tabla 8

Ejemplo de la medición de amonio en dilución al 10% con 1g de adsorbente.

Dilución al 10% de Agua cruda.											
Tiempo (h)											
Prueba	Ci	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5
P1											
P2											
P3											
B1											
B2											
SM1											
SM2											

Figura 22

Dilución al 10% de AR con 1g de geopolímero



6.6 Parte 5: Filtración del Geopolímero

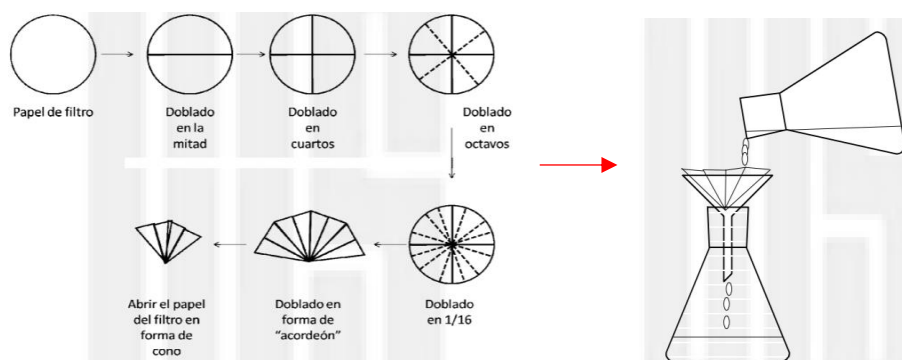
Con la intención de obtener imágenes mediante el Microscopio de Barrido FEG y generar un Análisis Químico, se realizó la infiltración del material adsorbente. Este procedimiento se implementó en algunas muestras de la parte de 2 y 3 del presente trabajo.

Primeramente, se dobló dos papeles filtros como se observa en la Figura 23 y se acomodó en el embudo de filtración, a continuación, se vertió lentamente la solución con la ayuda de una varilla, de este modo las partículas del geopolímero se retienen en el filtro y el líquido se acumula en el Erlenmeyer.

El papel con el geopolímero se dejó secar y al día siguiente se guardó en un vaso plástico o en una cápsula de porcelana, se sellaron las muestras con cinta vinipel y se almacenaron hasta su examen de la forma en que se muestra en la Figura 24.

Figura 23

Procedimiento de la filtración del geopolímero



Nota. Adoptado de “Técnica de Laboratorio- La Filtración”, Urbina, J.M., 2012, p.1-2, Santander, Colombia: Universidad Industrial de Santander.

Figura 24

Almacenamiento del geopolímero filtrado



6.7 Parte 6: Obtención de la Isoterma y Cinética de Adsorción

Con el fin de analizar el comportamiento del geopolímero con el amonio a nivel experimental se generaron los modelos cinéticos y las isotermas de adsorción. Estos análisis se realizaron con los datos obtenidos de la Parte 2 y Parte 3 del presente estudio.

Teniendo en cuenta que se utilizaron soluciones diluidas o con diferentes concentraciones de amonio, se considera que los volúmenes de las muestras permanecen constantes durante todo el proceso y las pérdidas por volatilización del amonio son despreciables debido a que este suceso es generado por el descenso de nitrógeno en el suelo, mas no en el agua. En la interfaz liquida la disminución del amonio sucede principalmente debido a las variables de temperatura y pH de la solución como lo demuestra los autores (Emerson, Russo y Thurson, 1975), las cuales se mantuvieron controladas con el fin no generar perdida. De acuerdo con lo anterior dicho se asume que la disminución del nitrógeno en el agua es causada solamente por medio de la adsorción del geopolímero, con el fin de conocer la cantidad de amonio adsorbido por masa del adsorbente se utilizó la Ecuación 19, la cual se implementó previamente por los autores (Phawinee, Kittiwut y Wanxisa, 2018)

$$Q_t = \frac{(C_o - C_t)V}{P} \quad (19)$$

De tal manera que:

Q_t = Cantidad de amonio en equilibrio adsorbido en la solución (mg/g)

C_o = Concentración inicial en la solución (mg/L)

C_t = Concentración de amonio en un tiempo t (mg/L)

V = Volumen de la solución (L)

P = Peso del biogeopolímero (mg)

6.7.1 Determinación del Equilibrio de Adsorción

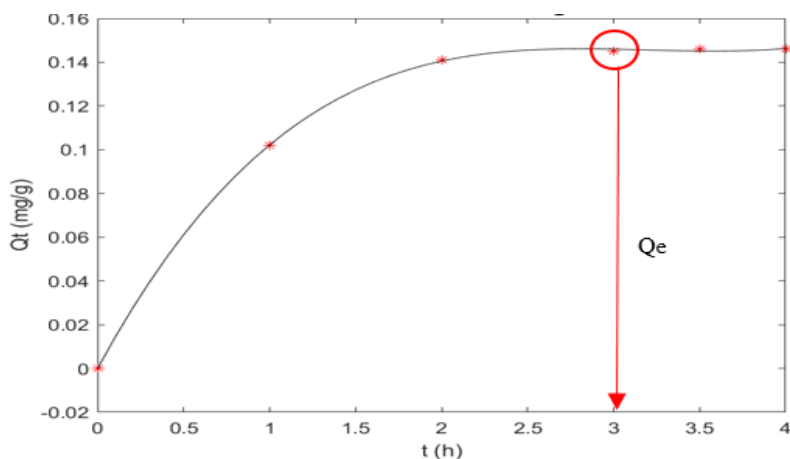
Después de conocer la cantidad de amonio adsorbido en diferentes tiempos se identificó Q_e , es decir la cantidad de amonio adsorbido cuando la solución presenta un estado de equilibrio entre las moléculas de amonio atrapadas con el adsorbente, lo cual ayuda a suministrar información sobre la capacidad de adsorción del geopolímero.

Con el fin de identificar el equilibrio de la adsorción se realizó primeramente la gráfica Q_t vs t de cada concentración o dilución utilizando el programa Matlab (Anexo A) generando una función logarítmica. A continuación, se observa en la Figura 25 que en determinado tiempo la

curva empieza a tener un valor constante, esto significa la concentración alcanzo un estado de equilibrio correspondiente a Q_e .

Figura 25

Identificación de Q_e



Después de establecer el valor de Q_e se determinó la concentración de amonio en estado de equilibrio C_e , para ello se identificó el tiempo en que la adsorción se encuentra en un modo estable como se indica en la Figura 25. Seguidamente se busca en la tabla correspondiente ya sea de la Parte 2 (numeral 6.3) o la Parte 3 (numerales 6.5.1- 6.5.2) el valor de la concentración perteneciente a ese tiempo específico C_t , sin embargo, al coincidir con las condiciones de equilibrio se renombra como C_e . Lo descrito anteriormente se ejemplifica a continuación en la Tabla 9:

Tabla 9

Ejemplo de la identificación de C_t y C_e

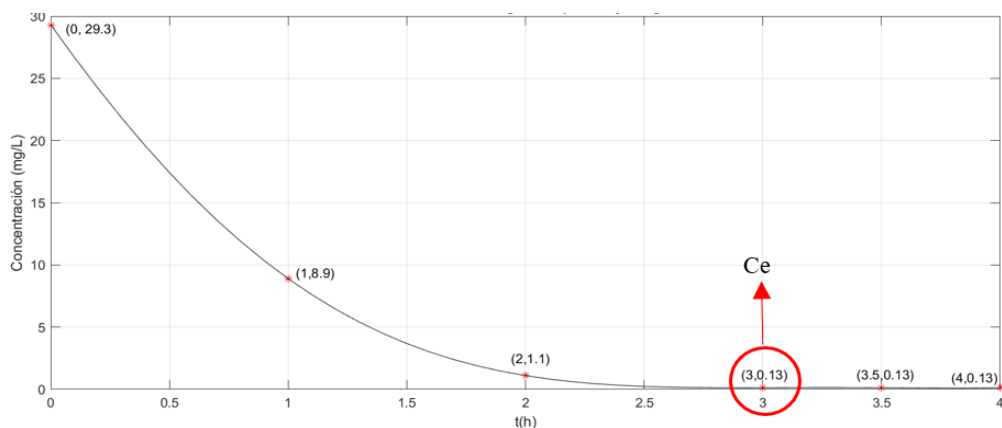
Prueba/ Tiempo	Tiempo (h)					
	C_i	1	2	3	3.5	4
Promedio de concentraciones	29.3	8.9	1.1	0.13	0.13	0.13

Ct
Ce

Otro modo de reconocer a C_e es mediante las gráficas Concentración vs tiempo previamente realizadas de modo en que se ilustra en la Figura 26. Como se ha mencionado anteriormente el valor de C_e corresponde a la concentración en tiempo de equilibrio.

Figura 26

Ejemplificación de la identificación de C_e mediante el tiempo



En la determinación de los valores de Q_e y C_e se implementó los datos de las concentraciones junto con el de las diluciones de las Partes 2 y 3 conformando los Ordenes, de tal manera en que se presenta la Tabla 10:

Tabla 10

Elección de concentraciones y diluciones

Parte 3		
0.1 g de adsorbente	Concentración (mg/L)	Orden
Sin pH	15, 25, 50, 75 y 100	A
pH 9	25, 50, 75 y 100	B
pH 10	5, 15, 25, 50, 75 y 100	C
1g de adsorbente	Concentración (mg/L)	
Sin pH	5, 15, 25, 50, 75 y 100	D
pH 9	5, 15, 25, 50, 75 y 100	E
pH 10	5, 15, 25, 50, 75 y 100	F
Parte 4		
1 g de adsorbente		
Muestra	Dilución (%)	
Quebrada Menzuly	10, 50, 70	G
PTAR	10, 50, 70	H

Después de determinar en cada concentración o dilución los puntos C_e y Q_e por Orden, se seleccionaron los valores y se organizaron los datos como se observa en la Tabla 11 con el fin de linealizarlos.

Tabla 11

Formatos de organización de los valores de Ce y Qe por Orden

Orden A			Orden F		
Concentración (mg/L)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)	Dilución (%)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)
5			10		
15			50		
25			70		
50					
75					
100					

6.7.2 Coeficiente de Determinación

Con el fin de identificar cual modelo de cinética e isoterma de adsorción es adecuado se implementó la ecuación de mínimos cuadrados utilizando los datos obtenido en el estudio, además este sistema tiene los beneficios de disminuir los errores durante la toma de datos y de obtener una recta de regresión lineal. La expresión de los mínimos cuadrados, es decir, la Ecuación 20 se basa en la ecuación de la recta, donde m es la pendiente y b es el punto de corte, los cuales son modificados a partir de los valores experimentales con el objetivo de ajustarlos en los datos de una recta de tal manera en que se presenta en la Ecuación 21.

$$y = mx + b \quad (20)$$

$$y = \left(\frac{n \cdot \sum(x \cdot y) - \sum x \sum y}{n \cdot \sum x^2 - |\sum x|^2} \right) x + \left(\frac{\sum y \sum x^2 - \sum x \cdot \sum(x \cdot y)}{n \cdot \sum x^2 - |\sum x|^2} \right) \quad (21)$$

Donde:

\sum = Sumatoria de todos los términos

x, y = Valores obtenidos en el estudio

n = Cantidad de datos

Después de realizar la regresión lineal, se obtuvo el coeficiente de determinación (R^2) con un rango que oscila entre de 0-1, en donde el 0 significa que no hay correlación y el 1 es una correlación perfecta, de esta manera se ayudó a cuantificar que tan adecuado son los modelos de cinética e isoterma en la linealización mediante la bondad de ajuste. Así mismo, se determinó el coeficiente de correlación al cuadrado (r^2) que permite analizar la fuerza de correlación entre dos variables (x, y) en este caso se cumple la condición de $r^2 = R^2$ ya en el presente trabajo se utilizan modelos lineales como es explicará más adelante. (JMSanchez, 2019)

Se desarrolló un código en el software Matlab que se observa en el Anexo A con el fin de obtener la ecuación linealizada, el valor del coeficiente de determinación y la gráfica de la regresión lineal mediante el método de mínimos cuadrados, para ello se ingresaron los datos experimentales (C_e , Q_e) obtenidos en el presente estudio.

6.7.3 Procedimiento de Isoterma de Langmuir

A fin de conocer si este modelo de monocapa es el adecuado, se realizó al principio la linealización de la Ecuación 9, ya que de este modo se logró observar de manera clara la pendiente y el intercepto, en la Ecuación 22 se muestra su forma linealizada.

$$y \leftarrow \frac{1}{Q_e} = \frac{1}{Kl} * \frac{1}{C_e} + \frac{al}{Kl} \quad (22)$$

↓
↓
↓

m
x
b

Donde:

$1/Q_e$ = Concentración de amonio en la superficie del absorbente (mg/g)

$1/C_e$ = Concentración de amonio en equilibrio de la solución (mg/L)

$1/K_l$ = Representa la pendiente (L/mg)

al / K_l = Significa el intercepto

Debido a que ya se conoce los datos de Q_e y C_e , se realizó el cálculo de $1/Q_e$ con $1/C_e$ para todos los órdenes, estos valores son organizaron como se observa en la Tabla 12, a continuación,

se realizó la gráfica $1/Q_e$ vs $1/C_e$ utilizando el código de Matlab, de esta manera se obtiene la ecuación y el R^2 .

Tabla 12

Modelo de organización de $1/C_e$ y $1/Q_e$ según el Orden

Orden A				
Concentración (mg/L)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	1/Ce (mg/L)	1/Qe (mg/g)
5				
15				
25				
50				
75				
100				

A partir de la ecuación generada por la gráfica se despeja los valores de $1/K_l$ y al/K_l consiguiendo el dato de la pendiente mediante la Ecuación 23 y el intercepto por la Ecuación 24, según se muestra a continuación:

$$\frac{1}{K_l} = m \rightarrow \frac{1}{m} = K_l \text{ (L/mg)} \quad (23)$$

$$\frac{al}{K_l} = b \rightarrow b * K_l = al \quad (24)$$

6.7.4 Elaboración de Isoterma de Freundlich

Este modelo se utilizó con el fin de identificar si la adsorción es por medio de una multicapa. Para ello realizó el cálculo de $\text{Log}(C_e)$ y $\text{Log}(Q_e)$ en todos los órdenes con los valores de concentración y adsorción de equilibrio previamente obtenidos, al igual que la isoterma de Langmuir estos datos se organizaron de tal manera como se muestra en la Tabla 13. Después, se realizó la gráfica de $\text{Log}(C_e)$ vs $\text{Log}(Q_e)$ mediante el código descrito en Matlab anteriormente mencionado, del cual se adquirió la ecuación de la función y el valor de R^2 .

Tabla 13

Formato de organización de Log (Ce) y Log(Qe) según el Orden

Orden A				
Concentración (mg/L)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Log (Ce) (mg/L)	Log (Qe) (mg/g)
5				
15				
25				
50				
75				
100				

Obteniendo la linealización de la isoterma de Freundlich en forma logarítmica mediante la Ecuación 25, se realizó la semejanza con la ecuación generada por la gráfica de Log (Qe) en función de Log (Ce), de esta manera se pudo obtener la constante K_f junto con el valor n a partir del intercepto y la pendiente respectivamente.

$$\underset{\substack{\downarrow \\ y}}{\text{Log}(Qe)} = \frac{1}{\substack{\downarrow \\ m}} \underset{\substack{\downarrow \\ x}}{\text{Log}(Ce)} + \underset{\substack{\downarrow \\ b}}{\text{Log } K_f} \quad (25)$$

En lo cual:

Log (Qe) = Cantidad adsorbida en solución de equilibrio por peso unitario de adsorbente (mg/g)

Log (Ce) = Concentración de iones de amonio presente en la solución estable (mg/L)

$1/n$ = significa la pendiente.

Log (K_f) = Representa el intercepto (mg/L)

Se reemplazo el valor de la pendiente para obtener el valor de n de tal forma en que se precisa en la Ecuación 26, así mismo se calculó K_f mediante la sustitución del exponente con el dato del intercepto utilizando la base 10 mediante la Ecuación 27.

$$\frac{1}{n} = m \rightarrow \frac{1}{m} = n \quad (26)$$

$$\text{Log}(K_f) = 10^b \rightarrow K_f \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) \quad (27)$$

6.7.5 Eficiencia de Remoción

Cada isoterma presenta diferentes porcentajes de remoción, por ello se utilizó la Ecuación 28, con la cual se calculó la eficiencia por cada orden.

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad (28)$$

6.7.6 Obtención del Pseudo- Primer Orden

Debido a que es necesario conocer cuál es el mejor comportamiento de los modelos cinéticos, se determinó inicialmente el pseudo-primer orden. Primero se identificó el Q_e de cada concentración o dilución por Orden de la Tabla 10 y se realizó la resta de Q_t por cada hora, al resultado de la resta se calculó el logaritmo, los datos se dispusieron como se muestra en la Tabla 14, posteriormente se elaboró la gráfica de $\text{Log}(Q_e - Q_t)$ en función de tiempo utilizando el programa Matlab y se generó la ecuación linealizada junto con el R^2 . Sin embargo, los valores del coeficiente de determinación fueron demasiado bajos, por consiguiente no se ajustó al presente modelo y en consecuencia no se realizó la semejanza con la ecuación linealizada del modelo PPO, mostrada en la Ecuación 29. Por lo tanto, no se realizó el cálculo de la constante de velocidad K_1 , la cual se obtiene despejando el valor de la pendiente (m) y se representa con la unidad min^{-1} .

$$\text{Log}(Q_e - Q_t) = -\frac{K_1}{2.303} * t + \text{Log}(Q_e) \quad (29)$$

Tabla 14*Ejemplo del formato de la obtención del PPO según el Orden A*

Orden A				
Concentración (mg/L) =		Pseudo primer orden		
Qe (mg/g) =				
t (h)	t(min)	Qt (mg/g)	Qe-Qt	Log (Qe-Qt)
1	60			
2	120			
3	180			
3.5	210			
4	240			

6.7.7 Determinación del Pseudo – Segundo Orden

Se realizó el siguiente procedimiento con el fin de conocer si el mecanismo de adsorción del pseudo segundo orden es el adecuado. Al igual que el PPO se utilizó los valores ya determinados de Q_t de cada dilución o concentración por Orden, seguidamente se realizó la división de cada t (min) por Q_t , obteniendo el cociente de t/Q_t , se organizaron los datos de la manera como se observa en la Tabla 15. Después se generó la gráfica por medio del código de Matlab con los datos presentados de t/Q_t vs t (min) dando como resultado la ecuación de la recta y el R^2 .

Tabla 15*Formato de la determinación del pseudo segundo orden en el Orden A*

Orden A			
Concentración = 15 mg/L		Pseudo segundo orden	
Qe (mg/g) =			
t (h)	t(min)	Qt (mg/g)	t/Qt
1	60		
2	120		
3	180		
3.5	210		
4	240		

Posteriormente utilizando la ecuación linealizada de PSO, es decir la Ecuación 30, se determinó el cálculo de K_2 y de Q_e a partir de la sustitución de los valores de la ecuación provenientes de la gráfica de t/Q_t vs.

$$\frac{t}{Qe} = \frac{1}{Qe} * t + \frac{1}{K_2 * (Qe)^2} \quad (30)$$

Donde K_2 se denomina la constante de velocidad del pseudo segundo orden, la cual se obtuvo a partir del intercepto (b), su procedimiento se observa en la Ecuación 32. Así mismo, Qe se designa como $Qecal$ y su resultado se demuestra mediante la Ecuación 31.

$$\frac{1}{Qecal} = m \rightarrow \frac{1}{m} = Qecal \left(\frac{mg}{g} \right) \quad (31)$$

$$\frac{1}{K_2 * (Qecal)^2} = b \rightarrow \frac{1}{b * (Qecal)^2} = K_2 \left(\frac{mg}{gmin} \right) \quad (32)$$

6.8 Análisis Estadístico

La siguiente parte del trabajo está enfocada en la aplicación de la estadística con la intención de conocer la calidad de los datos medidos, los valores calculados y los porcentajes de error. Los métodos estadísticos utilizados varían según la prueba y la intención con la que se aplicaron. Así mismo los procedimientos de esta fase se realizaron en el software Microsoft Excel.

6.8.1 Implementado en el Electrodo

Dado que el electrodo de ion selectivo (ISE) fue el único equipo con el cual se midió las concentraciones de amonio y la toma de decisiones se basa en los datos experimentales es necesario conocer la precisión de los resultados. La elección de fórmulas estadísticas se realizó en base en a los artículos de Arango y Pérez con Severiche y Barreto. (Severiche y Barreto , 2014) (Arango y Pérez , 2005)

Se calculó el error estándar ya que ayudó a medir el fallo por la variación aleatoria al repetir una prueba en las mismas condiciones, en este caso la medición en cada uno de los patrones durante el proceso de calibración, para ello se encontró primeramente la desviación estándar (S) con la Ecuación 33 en los rangos de ion y mV con su respectivo patrón de la manera que se

evidencia en la Tabla 16. Obteniendo los valores de la desviación estándar se calculó el error estándar medio (*SE*) mediante la Ecuación 34 y los datos se estructuraron como se observa en la Tabla 17. (Luko, 2012)

$$S = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (33)$$

Donde:

x_i = Valor unitario de los valores

\bar{x} = Valor promedio

n = Cantidad de datos.

Tabla 16

Organización de los datos de la desviación estándar

Desviación estándar		
Patrón	mV (-)	ppm
1		
10		
100		

$$SE = \frac{S}{\sqrt{n}} \quad (34)$$

Lo cual significa:

S = Desviación estándar

n = Cantidad de datos

Tabla 17

Distribución de los valores del error estándar medio

Error estándar medio		
Patrón	mV (-)	ppm
1		
10		
100		

Existen varias fórmulas para conocer el error debido al equipo de medición los cuales depende si son dispositivos analógicos o digitales, en el caso del ISE es un instrumento análogo que transforma la medición a digital, en otras palabras, es un conversor analógico digital. En la metodología del trabajo se considera al electrodo como un equipo digital con el fin del calcular el error.

Se implementó la formula del Error debido al equipo que es la suma total de: Error de precisión + Error de lectura, las cuales se generaron en todas las mediciones realizadas por el equipo en unidades de ion y mV durante el procedimiento de calibración. El Error de precisión se refiere al dato que aparece en la pantalla, para ello se leyó las sección de especificaciones del instrumento presente en el Anexo C, el cual refiere un valor de 0.001 en mV y 0.005 en la sonda de medición, estas cifras se sumaron respectivamente a los datos obtenidos en la calibración de la manera que se indica en la Ecuación 35. Se comprende como Error de lectura al número limitado de dígitos que se muestra en la pantalla durante la medición, el presente dato también se encuentra en el Anexo C y comprende el valor de 1 dígito es decir 0.001 por ende, esta cifra al igual que el Error de precisión se sumaron a los datos de calibración de mV y de la sonda de ISE de modo en que se presenta en la Ecuación 36. Finalmente se realizó suma con los promedios de los valores de Error de precisión y de lectura para mV e ISE por patrón de 1, 10 y 100 ppm como se muestra en la Ecuación 37, los datos obtenido se acomodaron en la Tabla 18. (José Antonio Gómez Tejedor., s.f.)

$$\text{Error de precisión} = \text{error de precisión} + \text{medida (mV o ISE)} \quad (35)$$

$$\text{Error de lectura} = \text{exactitud de dígitos} + \text{medida (mV o ISE)} \quad (36)$$

$$\text{Error debido al equipo} = \text{error de precisión} + \text{error de lectura} \quad (37)$$

Tabla 18

Distribución de los datos debido al error de equipo

Promedio del error del equipo		
Patrón	mV (-)	ppm
1		
10		
100		

El último análisis estadístico que se implementó en el electrodo fue el intervalo de confianza (IC), el cual indica dentro de un rango limitado el valor real con un rango del 95% de exactitud por medio de la Ecuación 38 y 99% de certeza utilizando la Ecuación 39. Se utilizaron con el fin de ayudar a conocer el dato real del ion y de mV con los diferentes patrones y para ello fue necesario los datos de *SE* previamente calculados. Adicionalmente se obtuvieron los valores máximos y mínimos por cada IC con los diferentes patrones y se establecieron en la Tabla 19. (Roberto Candia B y Gianella Caiozzi A, 2005) (Dietrichson, 2019)

$$\text{IC del 95\%} = \text{promedio de la muestra} \pm (1,96 \times \text{SE}) \quad (38)$$

$$\text{IC del 99\%} = \text{promedio de la muestra} \pm (2,58 \times \text{SE}) \quad (39)$$

Tabla 19

Organización de los valores dados por intervalo de confianza

Patrón	Intervalos de confianza máximos y mínimos			
	mV (-)		ppm	
	Min	Max	Min	Max
1				
10				
100				

6.8.2 Aplicación de la Estadística en las Concentraciones

Considerando que se realizó mediciones por triplicado a las concentraciones con las cuales se desarrollaron los cálculos de cinética y de isoterma se decidió implementar el análisis del error a estas mediciones. La metodología de esta parte es aplicada a todas las concentraciones de cada Orden presente en la Tabla 10.

Se implemento el Error absoluto (ε_a) con el motivo de generar una medida de imprecisión dada por la diferencia del valor real de la concentración (\bar{x}) y el valor obtenido en la medición (x_i). Primeramente, se calculó el promedio de las pruebas que contienen el geopolímero, ese valor promedio se asumió como el dato real, a continuación, se realizó la resta con el valor obtenido en la muestra de la manera en que se visualiza en la Ecuación 40.

$$\varepsilon_a = (\bar{x} - x_i) \text{ mg/L} \quad (40)$$

El porcentaje de error de la medida exacta se determinó mediante el Error relativo (ε_r) donde se aplicó la división entre el Error absoluto y el valor real, el procedimiento se desarrolló utilizando la Ecuación 41, de esta fórmula se dedujo el error máximo y mínimo por cada Orden. (Fiscalab, s.f.)

$$\varepsilon_r = \frac{\varepsilon_a}{\bar{x}} * 100\% \quad (41)$$

Adicionalmente se presenta la corrección del valor real de cada intervalo de concentración en diferentes tiempos, uniendo el cálculo de la desviación estándar (S) previamente realizado y asumiendo el dato como incertidumbre junto con el valor promedio de la concentración, el modo de ajuste anteriormente descrito se representa en la Ecuación 42. (UCM)

$$\text{Valor real} = \bar{x} \pm S \quad (42)$$

6.8.3 Análisis Estadístico de la Isoterma de Adsorción

Los modelos estadísticos implementados en las isotermas fueron seleccionados por dos artículos, el primero realizado por los autores Figueroa, Moreno y Hormaza, el segundo presentado por los autores Syafiuddin, Salmiati, Jondi y Fulazzaky.

Se aplicaron las siguientes fórmulas estadísticas con el fin de conocer cual modelo de isoterma se adaptaba mejor a los datos experimentales: Desviación Media Absoluta (DMA), Error Cuadrático Medio (RMSE), Suma de Errores Cuadráticos (SSE), Suma de Errores Absolutos (SAE) y chi-cuadrada (χ^2). Se realizó un código en el software Matlab que se observa en el Anexo B, donde la isoterma de Langmuir se ingresaron los datos de K_l , Q_{max} y n , en cambio para la isoterma de Freundlich se dispusieron como requisito los valores de K_f y n . Adicionalmente en cada isoterma es necesario agregar los datos de Q_e y C_e respecto a cada Orden, los valores obtenidos se organizan en la Tabla 20.

Tabla 20

Ejemplo de organización de los datos estadísticos dado por las isothermas

Orden	Kl	Qmáx (mg/g)	Isotherma Langmuir					Chi cuadrada (mg/L)
			DMA (mg/L)	RMSE (mg/L)	MAPE (mg/L)	SSE (mg/L)	SAE (mg/L)	
A								
B								
C								
D								
E								
F								
G								

La Desviación Media Absoluta se utilizó con el fin de conocer el promedio de dispersaron de los datos respecto de una medida central, es decir que tantas unidades (mg/g) están alejadas del valor de Q_e experimental (Q_{exp}) respecto al valor de Q_e teórico dado por la linealización de las isothermas (Q_{ecal}), para ello se implementó la Ecuación 43. (UJAT, s.f.)

$$DMA = \frac{\sum |Q_{exp} - Q_{ecal}|}{n} \quad (43)$$

Se realizó el Error Cuadrático Medio con la intención de determinar la precisión que da el modelo de isoterma al generar el valor de Q_{ecal} , además indicó que tan cercano está el valor de Q_{exp} con el valor de Q_{ecal} , es decir entre más bajo dé el valor de RMSE representa un mayor ajuste del modelo. Otra utilidad que posee esta fórmula representada en la Ecuación 44, es dar los datos en las unidades de las variables, en este caso en mg/L, así mismo se consideró como n el número de datos. (Ligdi Gonzalez, 2018)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (Q_{exp} - Q_{ecal})^2}{n}} \quad (44)$$

La Suma de Errores Cuadráticos dada por Ecuación 45, indicó la desviación de la afinidad que presenta el valor de Q_{exp} con relación al Q_{ecal} dado por la linealización de las isothermas, se interfiere que la variación se da por errores generados por factores aleatorios no concluidos. (Minitab, s.f.)

$$SSE = \sum (Q_{exp} - Q_{ecal})^2 \quad (45)$$

Se calculó la imprecisión de las isothermas mediante la Suma de Errores Absolutos en el cual se realizó la resta entre Q_{exp} con el pronóstico de Q_{cal} dado por los modelos cinéticos y presentado en la Ecuación 46.

$$SAE = \sum |(Q_{exp} - Q_{cal})| \quad (46)$$

La prueba de chi cuadrada sirvió para determinar si las muestras observadas (Q_{exp}) se ajustaron a las esperadas (Q_{cal}) con los resultados obtenidos mediante la Ecuación 47, se analizaron que tan significativa es la desviación de Q_{exp} respecto a Q_{cal} . Para este cálculo se midió como grado de libertad a $N-1$, donde N significa el número de datos y se utilizó por conveniencia estadística un valor límite de probabilidad de 0.05 como se muestra en Figura 27.

$$\chi^2 = \sum \frac{(Q_{exp} - Q_{cal})^2}{Q_{cal}} \quad (47)$$

Figura 27

Valores de la distribución de chi cuadrado

DISTRIBUCION DE χ^2

Grados de libertad	Probabilidad										
	0,95	0,90	0,80	0,70	0,50	0,30	0,20	0,10	0,05	0,01	0,001
1	0,004	0,02	0,06	0,15	0,46	1,07	1,64	2,71	3,84	6,64	10,83
2	0,10	0,21	0,45	0,71	1,39	2,41	3,22	4,60	5,99	9,21	13,82
3	0,35	0,58	1,01	1,42	2,37	3,66	4,64	6,25	7,82	11,34	16,27
4	0,71	1,06	1,65	2,20	3,36	4,88	5,99	7,78	9,49	13,28	18,47
5	1,14	1,61	2,34	3,00	4,35	6,06	7,29	9,24	11,07	15,09	20,52
6	1,63	2,20	3,07	3,83	5,35	7,23	8,56	10,64	12,59	16,81	22,46
7	2,17	2,83	3,82	4,67	6,35	8,38	9,80	12,02	14,07	18,48	24,32
8	2,73	3,49	4,59	5,53	7,34	9,52	11,03	13,36	15,51	20,09	26,12
9	3,32	4,17	5,38	6,39	8,34	10,66	12,24	14,68	16,92	21,67	27,88
10	3,94	4,86	6,18	7,27	9,34	11,78	13,44	15,99	18,31	23,21	29,59
	No significativo								Significativo		

Nota. Recuperado de “Prueba del chi-cuadrado”, Universidad Francisco de Paula Santander, s.f, Cúcuta, Colombia.

6.8.4 Estadística del Error en el Modelo de Cinética de Adsorción

El cálculo del error en la cinética solo se realizó solo con el modelo de pseudo segundo orden como se explica más adelante en los resultados del numeral 7.6.1. Los cálculos se realizaron en el software Microsoft Excel y se aplicaron en cada concentración por Orden mostrados en la Tabla 10.

El Porcentaje de Error Absoluto es una medida generada por la Ecuación 48, que ayudó a reconocer la desviación entre un valor obtenido de manera experimental (Q_{exp}) con relación al valor dado por la fórmula de la cinética (Q_{cal}) a través de un porcentaje del valor exacto, además este método es utilizado cuando no son específicas las condiciones que generan el error. Adicionalmente se realizó el cálculo de la Desviación Media Absoluta y el Error Cuadrático Medio dada por las Ecuaciones 43 y 44 respectivamente.

$$E_p = \left| \frac{Q_{cal} - Q_{exp}}{Q_{cal}} \right| \times 100\% \quad (48)$$

6.9 Caracterización del Material

Es necesario la caracterización del geopolímero con la finalidad de determinar la morfología del material y su relación con los procesos de adsorción. Esta fase fue realizada en el laboratorio de microscopía en la Universidad Industrial de Santander donde se utilizó el geopolímero recolectado en la Parte 2 (6.3) y en la Parte 3 (6.5.2). Las pruebas que se llevaron a cabo se describen a continuación y la descripción de los equipos se da en el Anexo D.

6.9.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Análisis Químico (EDS)

Las muestras del geopolímero fueron previamente filtradas y secadas, a continuación, se dispusieron sobre stubs metálicos con cinta adhesiva de carbón, posteriormente, se recubrieron con oro con el fin de volver la muestra conductora y obtener imágenes precisas. Se observó la morfología del GP utilizando el equipo de microscopio electrónico de alto vacío QUANTA FEG 650 y se determinó el análisis elemental con el detector EDAX APOLO X, lo cual generó información semi- cuantitativa de los elementos químicos. El análisis del geopolímero se realizó antes y después de ser sometido a las concentraciones de amonio o las diluciones de las muestras de diferentes calidades de agua.

Capítulo VII

Resultados y discusión

7.1 Primera Parte: Identificación del pH Óptimo en la Remoción de Amonio

De acuerdo al autor (Amor, 2014) cuando el amoníaco se diluye en el agua se genera el hidróxido de amonio, es decir iones de amonio (NH_4^+) y el ion hidroxilo (OH^-), sin embargo, la proporción amonio varía según el estado ácido o alcalino del agua, por lo tanto, a un mayor pH incrementa la forma amonio no ionizado (NH_3) respecto al amonio ionizado; lo anterior se ejemplifica en la Tabla 21, donde se muestra la conversión de amonio a amoníaco según el pH. Así mismo, se debe tener en cuenta lo planteado en la metodología del numeral 6.7 lo cual indica que en el proceso de la remoción del amonio se descarta la pérdida de este elemento generado por la volatilización, debido a que este suceso se produce cuando el amonio está en estado de solución presente en el suelo.

Tabla 21

Porcentaje de amonio en diferentes pH

pH	% Amoníaco libre	% Ión amonio
6	0	100
7	1	99
8	4	96
9	25	75
10	78	22
11	96	4

Nota. Recuperado de “Simulation and Design models for adsorption process”, Weber, W.J y Smith, E.H, 1987, Environmental Science and Technology, 21 (11), 1040.

La capacidad de remoción se determinó con la Ecuación 15 y se demuestra a manera de ejemplo en la Ecuación 49, la cual da a conocer el porcentaje de adsorción de amonio de una muestra a un pH de 10, con 4 horas de agitación además de una concentración inicial de 100 mg/L. Adicionalmente, en la Tabla 22 se observa los máximos valores de remoción con el geopolímero de acuerdo a las variables de concentración inicial (C_i), tiempo en el que se presentó y los

diferentes pH implementados. En el Anexo F se muestran los datos obtenidos mediante la Ecuación 15 de acuerdo con las condiciones anteriormente mencionadas.

$$\text{Porcentaje de remoción} = \frac{2.15-1.7}{2.15} * 100\% = 64.32\% \quad (49)$$

Tabla 22

Resultado de máxima remoción a diferentes pH y concentraciones iniciales

Concentración inicial de 100 mg/L			Concentración inicial de 50 mg/L	
pH	Tiempo (h)	% máximo de remoción	Tiempo (h)	% máximo de remoción
10	3	20.93	4	64.32
9	0.5	8.24	3.5	24.64
8	4	4.2	3.5	4.6
7	1	9.34	4	8.13
6	0.5	17,1	2.5	7.8
5	4	5.43	2	7
4	3.5	1.08	1.5	5.33
3	0.5	2.86	1	4.17

De acuerdo con la variación del pH experimental se observa en la Tabla 22 una remoción de iones de amonio proporcional a los valores de pH, en efecto un pH de 10 en ambas concentraciones iniciales de 100-50 mg/L remueven hasta el 20.93% y 64.32%, respectivamente, así mismo los valores mínimos del porcentaje de remoción se dan al disminuir el pH.

Los resultados obtenidos en la relación del pH con el porcentaje de remoción permiten ejemplificar la información dada por la Tabla 21, por consiguiente, a un pH mayor de 10 se va a presentar en la solución una elevada concentración de amoníaco debido a la predominancia del grupo OH^- , generando una baja disponibilidad del NH_4^+ , la cual puede ser absorbida por la proporción de 0.01 g de adsorbente utilizado. Lo contrario sucede cuando el pH disminuye, ya que genera una mayor dominancia del grupo H^+ , por esta razón aumenta las cantidades de amonio a partir de un pH de 7, a tal punto que en un medio totalmente ácido solo estará presente este elemento, se interfiere que la cantidad suministrada de geopolímero en esa parte del proceso no es suficiente para remover la abundancia del amonio, en consecuencia, los valores de remoción son menores.

Con el fin de conocer el comportamiento general del pH y la remoción de amonio a través del tiempo se realizaron las curvas de nivel con el programa SURFER en las diferentes concentraciones iniciales.

Figura 28

Curvas de nivel de la concentración de 100 mg/L

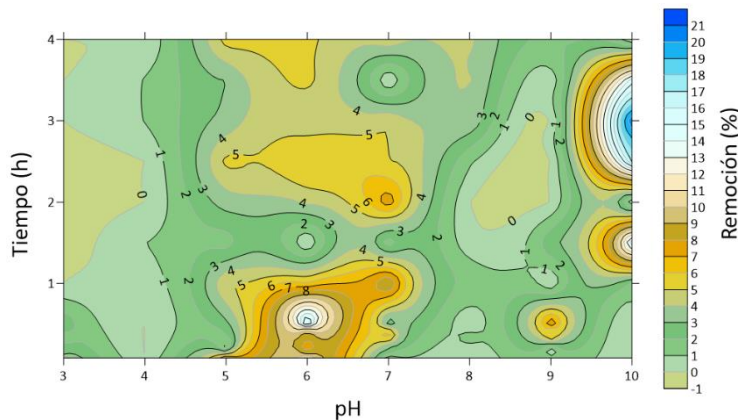
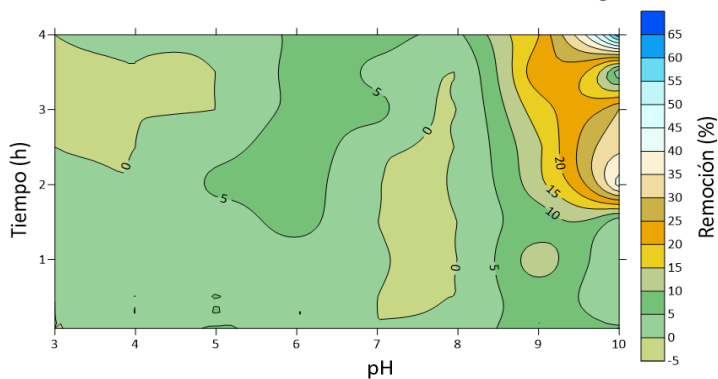


Figura 29

Curvas de nivel de la concentración de 50 mg/L



A partir de las curvas de nivel dadas por la Figuras 28 y 29, se demuestra que la cantidad de geopolímero adicionado se relaciona con la concentración de amonio en solución mediante los resultados de remoción, por lo tanto, hay mayor adsorción en la Ci de 50 mg/L debido a que la cantidad de GP implementado es adecuado en la eliminación de ese valor respectivo de concentración, en cambio a una concentración mayor de 100 mg/L la dosis de adsorbente utilizada solo logra una remoción hasta del 21,93%.

Mediante la Figura 28 se observan diferentes rangos de adsorción que no involucran a los niveles de pH de 9 a 10. En estos centros se presentan una remoción entre un 5%-15% aproximadamente y se sitúan entre los rangos de pH de 6-7 los cuales se consideran neutros, así mismo se debe tener en cuenta que en esta condición hay un medio con un máximo del 1% de amoníaco, por lo tanto, hay una mayor presencia de cationes de amonio los cuales son atraídos por una leve cantidad 0,01g de GP que se deduce es iónico, por esta razón se genera una atracción a causa de las fuerzas electroestáticas, la cual se fundamenta en la Ley Cualitativa : “Las cargas eléctricas que poseen la misma naturaleza del signo se repelen y las que contienen signo diferente ejercen una fuerza de afinidad”. La atracción por medio de las cargas según el rango del pH es expuesta por los autores (Tejada, Villabona y Garcés, 2015), los cuales exponen que la adsorción de los cationes se da en valores de pH superiores a 4.5.

Con el fin de determinar el pH que mejor remoción obtiene para la siguiente fase, se seleccionan los valores de pH 10 y 9 debido a que presentan mayores porcentajes de remociones con una baja cantidad de geopolímero, generando un equilibrio entre lo práctico y el costo de sintetización del adsorbente. Adicionalmente se elige realizar pruebas sin modificación del pH, es decir se mantiene el pH del agua destilada ya que a nivel económico la variación del pH genera un aumento de costo en el sistema a causa de los reactivos implementados.

7.2 Segunda Parte: Remoción de Amonio en Diferentes Concentraciones y Dosis de Geopolímero.

En esta fase se utilizaron los pH determinados en el punto anterior, los cuales son implementados en diferentes concentraciones de amonio y cantidades de geopolímero con la intención de conocer la capacidad de remoción del adsorbente. Para ellos se realizó el mismo cálculo de la Ecuación 15 en diferentes tiempos, los cuales se presentan en el Anexo G, los valores máximos de remoción se observan en la Tabla 23.

Tabla 23*Porcentajes máximos de remoción según el pH, cantidad de geopolímero y Ci*

Sin modificación de pH			
Ci (mg/L)	0,01 g de GP	0,1 g de GP	1 g de GP
	% máximo de remoción	% máximo de remoción	% máximo de remoción
5	-	86.36	99.5
15	19.54	59.61	90.47
25	17.44	15.76	70.78
50	5.02	23.08	69.79
75	4.56	27.13	61.86
100	2.19	4.5	52.17
(a)			
pH 9			
Ci (mg/L)	0,01 g de GP	0,1 g de GP	1 g de GP
	% máximo de remoción	% máximo de remoción	% máximo de remoción
5	4.76	40.33	40.85
15	23.33	36.36	12.50
25	5.02	37.42	12.8
50	33.33	-	-
75	-	3.23	12.86
100	7.08	8.86	-
(b)			
pH 10			
Ci (mg/L)	0,01 g de GP	0,1 g de GP	1 g de GP
	% máximo de remoción	% máximo de remoción	% máximo de remoción
5	-	33.33	70.67
15	11.11	42.22	-
25	19.19	13.89	-
50	6.67	2.9	-
75	20.34	1.33	15.15
100	55.61	4.35	4.87
(c)			

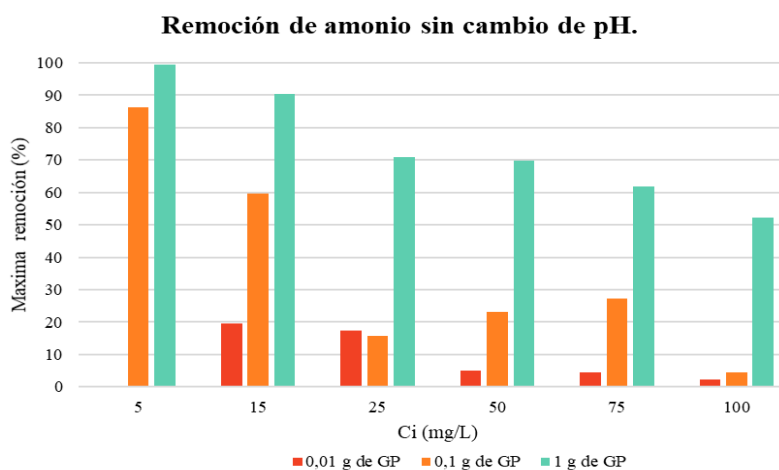
Nota. Donde (a) es la máxima remoción sin pH, (b) representa la máxima remoción a pH de 9 y (c) son los resultados de la máxima remoción con pH de 10.

De acuerdo con la teoría explicada en el numeral 7.1 sobre la conversión de amonio a amoníaco según el aumento de pH, se observa en las Tabla 23 que los valores de pH 9 y 10 presentaron porcentajes de remoción de amonio hasta de un 70.6% en un medio en el cual predomina la presencia de amoníaco, sin embargo no hay una evidente relación entre la concentración inicial del NH_4^+ y la capacidad de remoción de acuerdo a la teoría

presentada por los autores (Losada et al., 2015). En comparación con la tabla del pH sin modificar (Tabla 23-a) la cual, se encuentra entre los rangos de 6-7 propios del agua destilada, se generó una solución que solo contiene un máximo del 1% de amoníaco, de ahí se observa una relación dada por los autores anteriormente mencionados, en la cual el aumento de la Ci disminuye el porcentaje de remoción. Asumiendo las causas ya mencionadas, el análisis de resultados de esta parte se enfocan en los valores obtenidos en el pH sin modificar Tabla 23-a evitando la interferencia del amoniaco favoreciendo la relación catión-adsorbente.

Figura 30

Remoción de amonio a diferentes dosis de geopolímero



De acuerdo con la Figura 30 se observa que a una mayor concentración inicial de NH_4^+ disminuye la capacidad de remoción del adsorbente con las diferentes dosis de geopolímero. Según los autores (Losada et al., 2015), este efecto se atribuye a que los sitios activos del adsorbente son limitados en cuanto a la cantidad de amonio que pueden adsorber. Así mismo influye el tamaño del poro del geopolímero, ya que para obtener una remoción constante de las diferentes concentraciones iniciales el tamaño del poro debe ser igual o mayor al tamaño del ion de amonio.

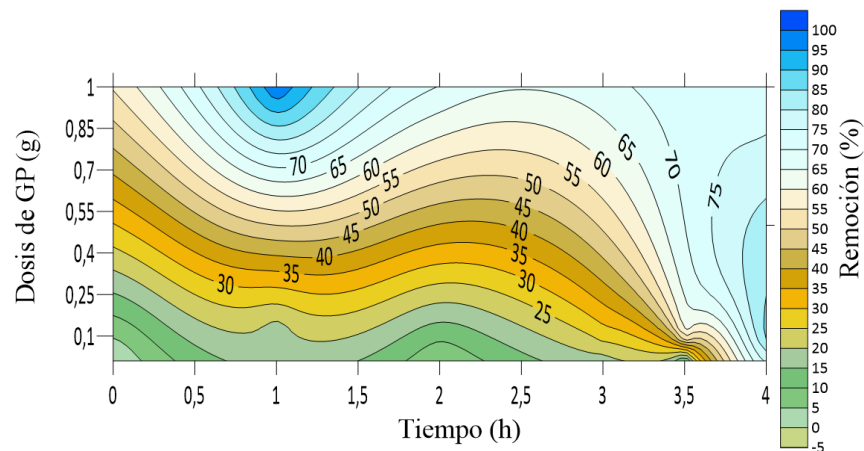
Al analizar el porcentaje de remoción del amonio con las diferentes cantidades de GP se evidencia, que una cantidad de 1g de adsorbente se generó una remoción hasta del 99.5%, sin embargo, teniendo una dosis de 0,1 g de polímero también muestra una remoción superior al 80%. No obstante, al utilizar una cantidad de 0,01 g no se presentó una remoción eficiente en comparación con las otras dosis de geopolímero.

Relacionando la concentración inicial con la eficiencia de remoción es pertinente utilizar una cantidad de 0.1 g de GP en concentraciones de hasta 15 mg/L de amonio, debido a que se obtiene una adsorción del 60%, en cambio para concentraciones de hasta 100 mg/L de NH_4^+ es necesario aumentar la dosis de geopolímero a 1g con el fin de conseguir una remoción superior del 52%.

Con el fin de conocer en qué tiempo se da la mayor remoción en las diferentes dosis de geopolímero (0.01, 0.1 y 1 g) se realizó la curva de nivel como se observa en la Figura 31. En ella se evidencia que la mejor remoción en general está entre los rangos de 3.5-4 horas, lo anterior sucede debido a que el ion amonio debe estar en contacto con la película superficial del GP después ingresar al poro del adsorbente, los cuales son procesos lentos ya que, el adsorbente debe tener la suficiente fuerza para transferir al ion de amonio entre la fase acuosa a la sólida del geopolímero, es necesario mencionar que el ion amonio es altamente soluble y según la Regla de Lundelius entre mayor sea la solubilidad del elemento es más difícil es la adsorción. Cabe destacar que con 1 g de GP se presenta una remoción superior al 90%, la cual se mantiene a través del tiempo.

Figura 31

Curva de nivel a diferentes tiempos de remoción



Se determina de acuerdo con los porcentajes de remoción demostrados en la presente fase las condiciones a implementar en el siguiente parte las cuales son: sin modificación de pH del agua y cantidad de polímero de 0.1 y 1 g, debido a que se obtiene los mayores rangos de remoción.

7.3 Tercera Parte: Remoción de Amonio en Diferentes Calidades de Agua

7.3.1 Recolección de las Muestras de Agua y Acondicionamiento

Con el fin de realizar las tomas de las muestras de ambas clases de agua residual y cruda, se implementó la Ecuación 17 con la cual se realizó el cálculo del volumen de las alícuotas requeridas en el desarrollo de la muestra de compuesta de cada tipo de agua junto con el caudal necesario, los valores de estos datos se muestran en las Tablas 24 y 25.

Tabla 24

Datos obtenidos sobre el Q y alícuotas de la PTAR

Hora de la muestra	Q (L/s)	Alícuota (L)
1:20	0.2	2.16
2:20	0.33	3.57
3:20	0.3	3.57
4: 26	0.25	2.57

Tabla 25

Datos obtenidos en la medición de la Quebrada Menzuly

Hora de la muestra	Q (L/s)	Alícuota (L)
8:39	35	3.13
9:38	34	3
10: 39	33	2.95
11:35	32	2.86

Se implementó la Ecuación 18 para determinar el volumen requerido de acuerdo con las diluciones del 10%, 50% y 70% en cada calidad de agua, el resultado se observa en la Tabla 26.

Tabla 26

Volumen requerido en las diluciones

Dilución de amonio (%)	Volumen de agua destilada(mL)
10%	50
50%	250
70%	350

7.3.2 Análisis de los Parámetros Fisicoquímicos de las Calidades de Agua

A medida de que se van determinando las diversas condiciones óptimas de la adsorción como pH y dosis de geopolímero, se decidió implementarlas en las diferentes muestras de agua, las cuales presentan las siguientes características según lo planteado en la sección 6.4.1. En el Anexo E se adjunta el reporte de los resultados de las pruebas dadas por el Laboratorio de Estudios Ambientales de la UPB. Los parámetros de las Tablas 27 y 28 son utilizados con la finalidad de saber si interfieren con la formación de amonio durante la preservación de la muestra o en la medición del electrodo.

Tabla 27

Parámetros in situ y ex situ de la Quebrada Menzuly

Parámetros in situ							
Hora	Q(lps)	Alícuota (L)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (us/cm)	OD (mg/L)	SS (ml/L)
8:39	35	3.13	21	8.34	145.2	7.15	0.1
9:38	34	3	22	7.78	157.5	6.92	1.2
10:39	33	2.95	23	7.49	140.2	6.88	0.2
11:35	32	2.86	22	7.25	185.8	5.98	0.1
Parámetros ex situ							
DBO ₅ (O ₂ /L)	Fósforo Total (P/L)	Grasas y aceites (G y A /L)	Nitrógeno Amoniacal ((N - NH ₃)/L)	Nitrógeno Kjeldahl (N/L)			
7.04	1,17	<10,0	<5	5,54			

Tabla 28

Parámetros in situ y ex situ de la PTAR – UPB

Parámetros in situ							
Hora	Q(lps)	Alícuota (L)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (us/cm)	OD (mg/L)	SS (ml/L)
13:20	0.2	2.16	26	8.18	1106	2,33	1
14:20	0.33	3.57	25	7.95	1230	3,18	0.1
15:20	0.3	3.57	25	7.92	1239	2,10	0.2
16:26	0.25	2.57	24.5	7.86	1230	2,07	0.1
Parámetros ex situ							
DBO ₅ (O ₂ /L)	Fósforo Total (P/L)	Grasas y aceites (G y A /L)	Nitrógeno Amoniacal ((N - NH ₃)/L)	Nitrógeno Kjeldahl (N/L)			
41,3	10,1	15,1	96,5	113			

Se utilizó la tabla dispuesta en el Anexo H dada por los autores (Emerson, Russo y Thurson, 1975) con el fin de conocer la proporción de amoníaco presente de acuerdo con el pH y la temperatura. En la Tabla 29 se observa que el porcentaje de este elemento no sobrepasa el 10% por lo tanto no representa una interferencia significativa.

Tabla 29

Porcentaje de amoniaco en diferentes muestras de agua

Porcentaje de amoniaco (%)	
Quebrada Menzuly	PTAR
6.33	5.57
2.81	5.28
1.14	5.28
0.82	3.22

La conductividad expresa la habilidad del agua para transportar la electricidad generada por la presencia de iones, las cuales pueden llegar a competir con el amonio por la adsorción. En promedio la conductividad es de 157.17 y 1201.25 us/cm para agua de la quebrada y de la PTAR respectivamente. Estos valores representan un bajo valor ya que la conductividad en aguas residuales puede estar sobre los 10.000 us/cm, así mismo el agua potable se encuentra entre los rangos de 50 a 1500 us/cm. (Gómez G. I., 1995) (SGM, s.f.)

Adicionalmente el valor de la conductividad es implementado para obtener una cantidad estimada de Sólidos Disueltos Totales (SDT), para ello se realizó primeramente una conversión de unidades de uS/cm a dS/cm de tal forma en que se ejemplifica en la Ecuación 50, donde se obtiene un valor 0.157 dS/m en la Quebrada Menzuly y 1.20 dS/cm para el agua residual.

$$\text{Conversión de } \frac{\text{uS}}{\text{cm}} \text{ a } \frac{\text{dS}}{\text{m}} = 157.17 \frac{\text{uS}}{\text{cm}} \rightarrow \frac{0.157\text{mS}}{\text{cm}} \rightarrow 0.157 \frac{\text{dS}}{\text{m}} \quad (50)$$

Posteriormente se implementó la fórmula de los SDT dada por la Ecuación 51, donde K es el factor de correlación equivalente a 640 y C_e es la conductividad eléctrica (dS/m). A partir de allí se determina un valor de SDT en el agua cruda de 100.48 mg/L y de 768 mg/L perteneciente al agua residual, de la manera en que se presenta en la Ecuación 52 y 53 respectivamente.

$$\text{Sólidos Disueltos Totales (SDT)} = K \times Ce \quad (51)$$

$$\text{SDT de la Quebrada} = 640 \times 0.157 \frac{dS}{m} = 100.48 \text{ mg/L} \quad (52)$$

$$\text{SDT de la PTAR} = 640 \times 1.20 \frac{dS}{m} = 768 \text{ mg/L} \quad (53)$$

Comparando los valores de SDT obtenidos en el cálculo anterior, el agua residual presenta mayor concentración debido a la naturaleza de su origen, la cual incluye mayor cantidad de sales, minerales y metales en comparación al agua cruda de la Quebrada Menzuly.

Variables como el oxígeno disuelto, fósforo, DBO_5 , grasas y aceites no se relacionan directamente con el amonio, por lo tanto, no se implementarán más adelante en el análisis de adsorción. Adicionalmente el nitrógeno amoniacal es considerado como todo el nitrógeno que existe en forma de ion amonio o en equilibrio de acuerdo con el autor Romero (1993) y el nitrógeno Kjeldahl es la suma del nitrógeno orgánico junto con el amoniacal. En resumen, los parámetros medidos no generarán alteraciones significativas al amonio presente en el agua o interferencias con la capacidad medición del electrodo durante el tiempo de preservación de 3 días, por lo tanto, se consideran muestras aptas para el análisis del presente estudio.

7.3.3 Remoción con Diferentes Clases de Geopolímero

Con la intención de conocer el peso adecuado de adsorbente en las distintas clases de agua se utilizaron las cantidades de 0.1- 1g, se debe tener en cuenta que en la dosis de 0.1 g de GP se implementaron el Tipo A y el Tipo B. La remoción se calculó con la Ecuación 15 la cual se adaptó a la metodología del numeral 6.5.1. Adicionalmente, se presenta unos ejemplos de esta aplicación en la calidad de agua residual diluida al 10 % donde se utilizaron 0.1g geopolímero con medición a las 4 horas de agitación, en la Ecuación 54 se aplicó el adsorbente Tipo A en cambio en la Ecuación 55 se implementó el adsorbente Tipo B. Los resultados completos del agua cruda y residual se observan en el Anexo I.

$$\text{Remoción Tipo A} = \frac{12.85 - 13.27}{12.85} \times 100 = -3.27\% \quad (54)$$

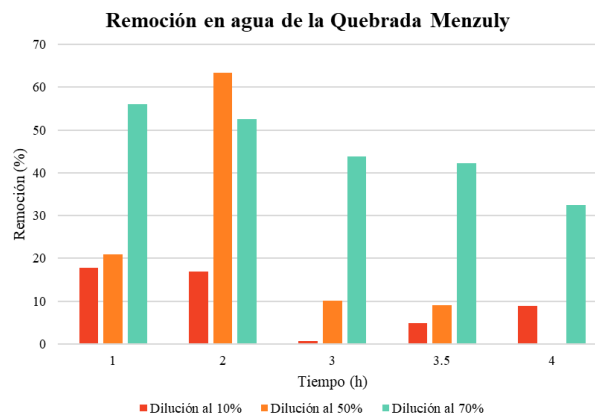
$$\text{Remoción Tipo B} = \frac{20.65 - 18.83}{20.65} \times 100 = 8.81\% \quad (55)$$

Los resultados de la remoción del GP Tipo A en las diferentes diluciones y en ambas calidades de agua (residual y cruda) son negativos lo cual significa que no se generó remoción, por consiguiente, se verifica lo anteriormente mencionado con relación a este tipo de adsorbente, el cual no es apto para la adsorción. Esto se debe a que el geopolímero no se ha sometido a los procedimientos previos que producen un cambio en su estructura permitiendo la adsorción del amonio.

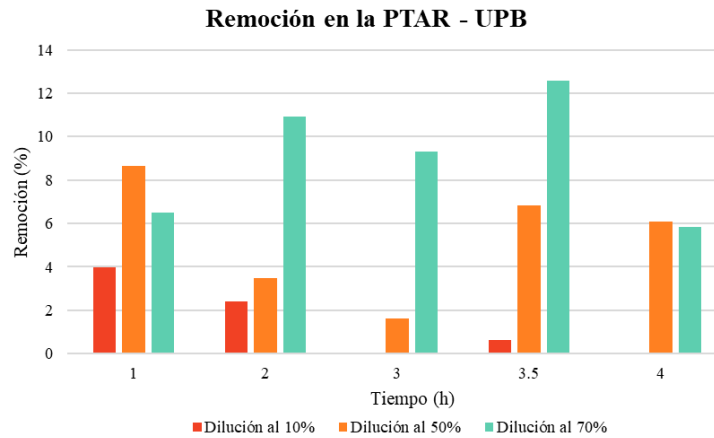
Contrariamente el GP Tipo B esta modificado con el fin de promover la adsorción del amonio, lo cual se evidencia en la Figura 32. En el agua cruda se observa una relación directa entre el porcentaje de remoción y el aumento de dilución, es decir en una dilución al 70% de la muestra se presenta una remoción hasta del 60%, la cual disminuye con menores diluciones hasta obtener una remoción del 17.7% en una muestra al 10%. Lo anteriormente mencionado también se presenta en el agua residual, donde la máxima remoción del 12.5% se presenta con una muestra diluida al 70%. Esto se genera ya que los sitios activos de adsorción se van ocupando a medida que aumenta la saturación de la muestra, hasta presentar un límite donde las moléculas no podrán ser retenidas.

Figura 32

Remoción de amonio con 0.1 g de GP Tipo B en diferentes calidades de agua



(a)



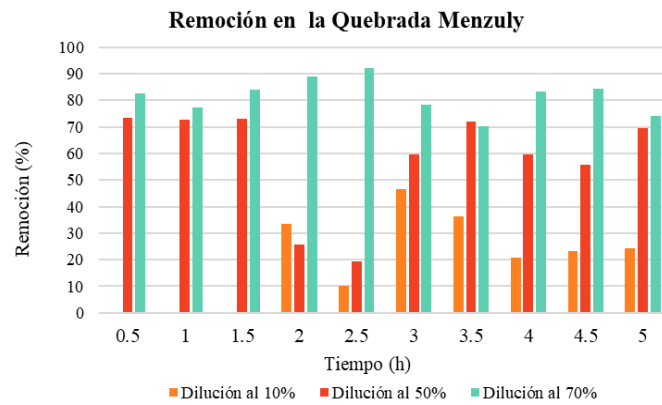
(b)

Nota. Donde (a) Remoción en el Quebrada Menzuly, (b) Remoción en el agua residual en la PTAR. Elaboración propia.

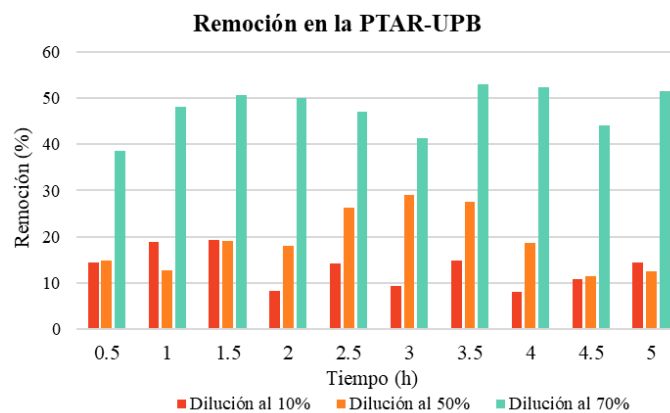
Al contrarrestar las remociones entre la Figura 32 y 33 se observan mayores adsorciones en ambas clases de agua al aumentar la cantidad 1g de geopolímero, puesto que, la variación en la cantidad de adsorbente influye en la capacidad de adsorción principalmente por la disponibilidad de los poros, en efecto, la dosis de geopolímero es proporcional a la eficiencia de remoción. Por lo tanto, en el caso del agua proveniente de la PTAR, se presenta una remoción del 50 % en una dilución al 70% a las 2 horas de contacto con un 1g de adsorbente, sin embargo, al reducir a 0.1g de GP se generó una adsorción del 10% con la misma dilución e igual tiempo de agitación. Adicionalmente en la Figura 33 se confirma la relación proporcional entre la dilución de la muestra y el porcentaje de remoción, lo cual se ha mencionado anteriormente.

Figura 33

Remoción de amonio con 1 g de GP Tipo B en diferentes calidades de agua



(a)

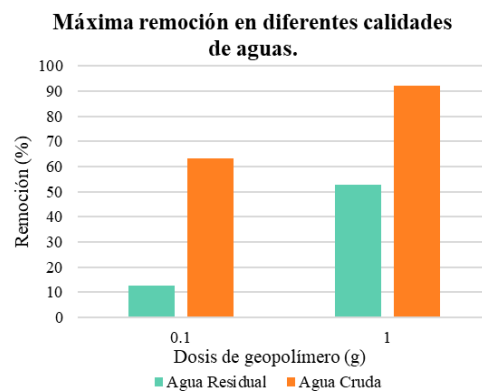


(b)

Nota. Donde (a) Remoción en el Quebrada Menzuly, (b) Remoción en el agua residual en la PTAR.

Figura 34

Remoción máxima de amonio en diferentes calidades de agua



Mediante la Figura 34 y en el Anexo I se observa la diferencia de absorción entre el agua cruda y residual, la cual aún está presente al utilizar 2 dosis de geopolímero. Para entender este contraste en el porcentaje de remoción según las clases de aguas, se debe tener en cuenta los análisis presentados en el numeral 7.3.1, donde el principal factor que interviene son los sólidos disueltos totales (SDT), debido a que ellos compiten junto con el ion de amonio para ser retenidos. Lo anterior se demuestra puesto que la remoción en el agua residual obtiene un valor de SDT de 768 mg/L y el agua cruda posee 100.48 mg/L, es decir, que el AR presenta mayor interferencia y en consecuencia se disminuye la especificidad entre la remoción amonio-geopolímero. Otro elemento analizado es la concentración inicial del amonio de cada muestra puesto que el agua cruda presenta un valor 1,3 mg/l y el agua residual de 95 mg/L, por consiguiente, es más factible la adsorción con el agua proveniente de la quebrada. Finalmente, la temperatura junto con el pH no interviene considerablemente según la tabla de los autores (Jr. W.J. Weber y E.H. Smith, 1987) dispuesta en el Anexo H ya que, la temperatura del agua varía entre los 24-26 °C y el pH de 7.2-8.4 aproximadamente generando un porcentaje máximo de amoniaco del 10%.

7.4 Cuarta Parte: Identificación de la Isoterma de Adsorción

7.4.1 Determinación Equilibrio de Adsorción

Con el fin de conocer el equilibrio dinámico del sistema al alcanzar la máxima acumulación de amonio en la superficie del adsorbente se aplicó la metodología especificada en la sección 6.7.1, en la cual en cada concentración y dilución presente en la Tabla 10 se realizó el cálculo de la Ecuación 19 con el objetivo de conocer el valor de Q_t , esta ecuación se implementó continuamente hasta determinar un valor constante denominado Q_e .

Por tal motivo se ejemplifica la Ecuación 19 realizando su cálculo de tal forma en que se observa la Ecuación 56, en esta caso específico se presenta una prueba donde la medición de amonio se realizó a una hora de agitación, con una C_i de 5 mg/L utilizando 1 g de GP. Los resultados completos se muestran en el Anexo J.

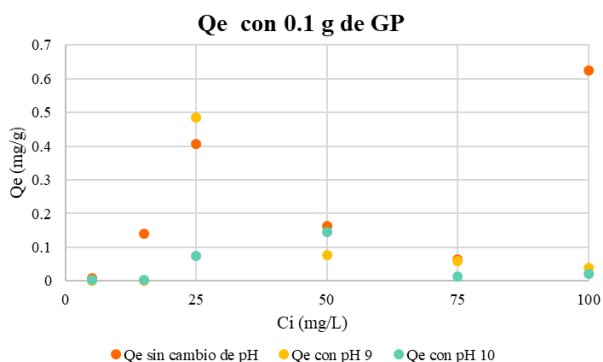
$$Q_t = \frac{(87.84 - 0.11)0.5}{1000} = 0.44 \text{ mg/g} \quad (56)$$

7.4.2 Equilibrio en Agua Destilada

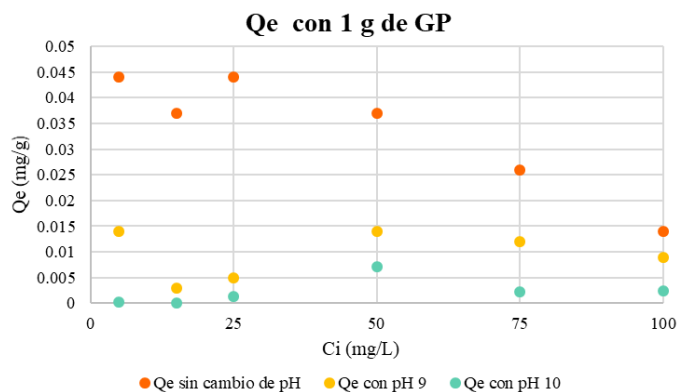
La presente fase se generó en dos condiciones, la primera de ellas es la utilización de dos dosis de geopolímero (0.1 y 1 g) y la segunda son diferentes pH (9, 10 y sin modificar), estas variables se aplicaron en las diferentes concentraciones iniciales de amonio, así mismo se construyó la Figura 35:

Figura 35

Qe en diferentes Ci



(a)



(b)

Nota. Donde (a) equilibrio en la concentración inicial con 0.1 de geopolímero, (b) equilibrio en la concentración inicial utilizando 1 g de adsorbente.

De acuerdo con las gráficas presentadas se observa que los mayores Q_e se dan en condiciones donde no se modificó el pH original de la solución de amonio los cuales están entre los rangos de 7.2-8.4 aproximadamente, adicionalmente se debe tener en cuenta la explicación ya mencionada sobre el aumento del amoníaco según el pH, partir de ahí se

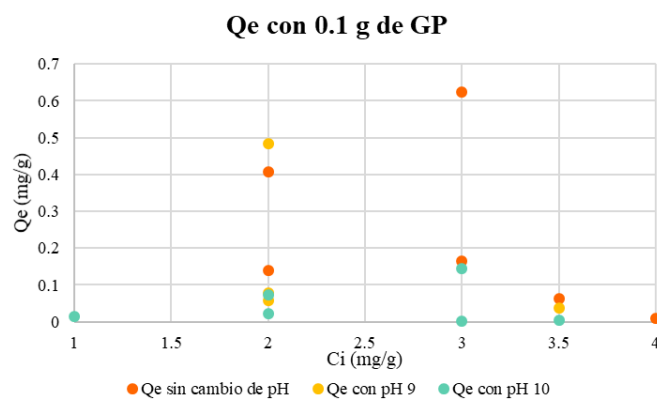
interfiere que en el rango natural de pH se obtiene mayores cantidades del ion de amonio presente en la superficie de adsorbente en estado de equilibrio favoreciendo la relación catión-adsorbente

En la Figura 35-b se muestra en forma más notoria la influencia de la concentración inicial de amonio en la obtención de Q_e , lo cual significa que en una menor C_i se obtiene mayores valores de Q_e , lo anterior se ejemplifica con la variable de sin modificación de pH a una concentración inicial de 5 mg/L, donde el Q_e presenta una estimación de 0.044 mg/g, medida que disminuye con el aumento de amonio hasta obtener un Q_e de 0.014 mg/g en una C_i de 100 mg/L. Se interfiere que este suceso se da por el motivo de la disminución de la disponibilidad de los poros de adsorción a causa del incremento de las partículas de amonio en la solución.

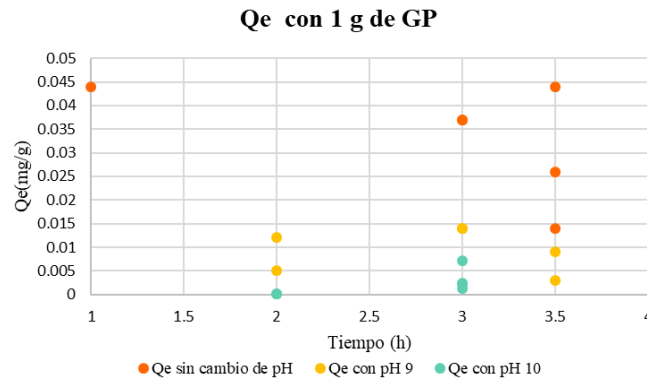
Puesto que Q_e se da en tiempos específicos se realizó la Figura 36 a fin de determinar en qué tiempos se presenta el equilibrio entre la cantidad de adsorbato presente en la solución y la superficie del geopolímero, se debe mencionar que las mediciones del tiempo se establecieron previamente en la metodología, es decir a 1, 2, 3, 3.5 y 4 horas.

Figura 36

Q_e en diferentes tiempos



(a)



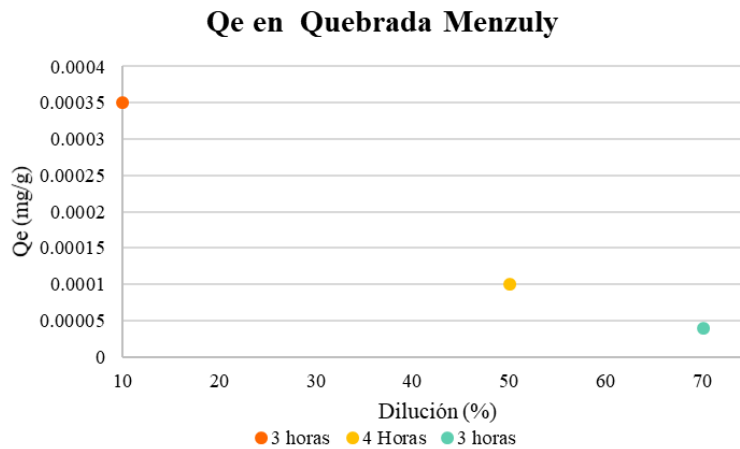
(b)

Nota. Donde (a) Isoterma en equilibrio con 0.1g de geopolímero durante 4 horas, (b) Isoterma en equilibrio con 1g de adsorbente por 4 horas.

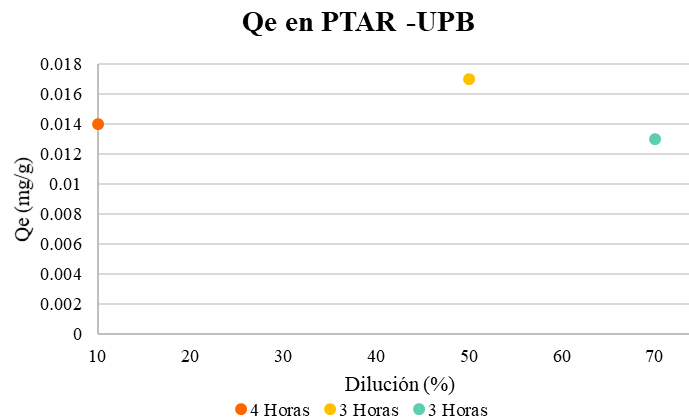
A partir de la Figura 36- a se observa que la mayoría de los valores de Q_e se presentan a las 2 horas y en menor medida a las 3 horas, por consiguiente se deduce que entre ese rango de tiempo el proceso de adsorción se estabiliza, cabe destacar que la variable de pH tiene poca influencia puesto que no se muestra que a un pH específico el equilibrio se da en un tiempo determinado, por el contrario se distribuye en los rangos ya mencionados. Al aumentar la cantidad de geopolímero como en la Figura 36-b el tiempo de estabilización del amonio se desplaza hacia la derecha, por consiguiente el sistema de equilibrio esta entre las 3 y 3.5 horas de empezar el proceso, esta situación se presenta ya que al haber mayor cantidad de material adsorbente el ion amonio tendrá mayor distribución en la superficie del geopolímero hasta alcanzar la estabilización, se debe tener en cuenta que esta fase de adsorción en la superficie es un proceso lento según los autores (Martínez, 2007) (Asenjo, 2014).

7.4.3 Equilibrio en Diferentes Calidades de Agua

Se determinó el equilibrio en el agua cruda y en el agua residual con una dosis de geopolímero de 1 g, además se realizó 3 diluciones del 10%, 50% y 70% de la muestra, el seguimiento de la concentración de amonio se desarrolló según la metodología del numeral 6.5.2. En la Figura 37 se muestra los diferentes valores de Q_e correspondientes a las diluciones y en el tiempo que alcanzo el equilibrio.

Figura 37*Q_e en diferentes calidades de agua*

(a)



(b)

Nota. Donde (a) Isoterma en equilibrio de calidad de agua cruda en un tiempo de equilibrio específico, (b) Isoterma de equilibrio en agua residual en un tiempo específico.

De acuerdo con la Figura 37 -a se demuestra la variación del equilibrio según la dilución, es decir entre menor sea la dilución de la muestra aumenta la cantidad de adsorción en la superficie del geopolímero, esto se debe a que hay mayor disponibilidad de amonio que puede quedar retenido por el adsorbente hasta obtener un valor de Q_e de 0.00035 mg/g, contrariamente a una dilución del 70% donde la disponibilidad del amonio será menor y por consiguiente una estimación de Q_e de 0.00004 mg/g. En comparación con el equilibrio del agua residual el Q_e varía ligeramente entre los rangos de 0.014 a 0.017 mg/g, en este caso no influye notoriamente el porcentaje de dilución como en el agua cruda, debido a que la naturaleza de agua residual presenta mayores concentraciones iniciales de amonio las cuales

permiten una mejor retención en la superficie del contaminante. Se determinó que el tiempo donde se generó el equilibrio en ambas calidades de agua está entre las 3-4 horas, esto se debe ya que la fase de estabilización es un proceso relativamente lento como se ha explicado anteriormente por los autores (Martínez, 2007) (Asenjo, 2014).

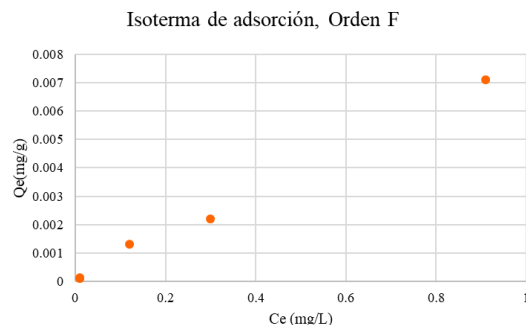
7.4.4 Determinación de las Isotermas

Con el fin de construir la isoterma de adsorción es necesario conocer el valor de C_e , para ello se implementaron los datos de Q_e generados en el anterior numeral, los cuales se utilizaron de acuerdo a la metodología de la sección 6.7.1. A continuación, se adjuntaron los valores de Q_e y C_e respectivamente según la Tabla 11 presentadas en la misma sección, estos datos se observan en el Anexo K, finalmente se realizó la gráfica de Q_e vs C_e como se muestra en la Figura 38 para cada concentración y dilución según la Tabla 10 como se ejemplifica a continuación.

Figura 38

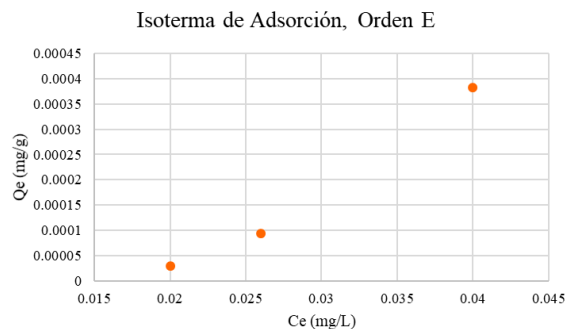
Isoterma de adsorción de amonio en geopolímeros

Orden F		
Ce NH4(mg/L)	Qe NH4 (mg/g)	Concentración (mg/L)
0.01	0.00013	5
0.01	0.000116	15
0.12	0.0013	25
0.91	0.0071	50
0.3	0.0022	75



(a)

Orden E		
Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Dilución (%)
0.02	0.00003	10
0.026	0.000094	50
0.04	0.000383	70



(b)

Nota. Donde (a) es la determinación de la isoterma de adsorción del Orden F, (b) muestra la obtención de isoterma de adsorción en el Orden E.

A partir de la determinación de las isothermas de adsorción se aplicó los modelos de Langmuir y Freundlich mediante la regresión lineal.

7.4.5 Obtención de la Isotherma de Langmuir

Con los valores experimentales presentados en el Anexo K, se realizó la linealización de los datos utilizando el software de Matlab de acuerdo con el procedimiento indicado en la sección 6.7.3, de esta forma se obtuvo las gráficas de Langmuir de todos los órdenes. Se muestra a modo de ejemplo la determinación de la isoterma del Orden E, a partir de los valores de la Tabla 30 y la Figura 39.

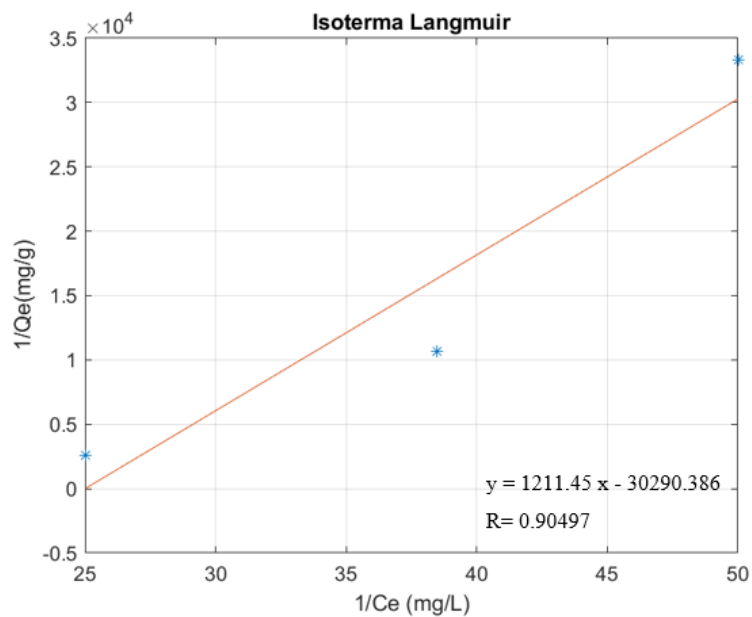
Tabla 30

Datos linealizados de la isoterma de Langmuir

Orden E, Quebrada Menzuly			
Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	1/Ce (mg/L)	1/Qe (mg/g)
0.02	0.00003	50.000	33333.333
0.026	0.000094	38.462	10638.298
0.04	0.000383	25.000	2610.966

Figura 39

Isotherma Langmuir de la Quebrada Menzuly



Mediante la ecuación de la recta de Langmuir se utilizaron las Ecuaciones 23 y 24 en los diferentes ordenes, a partir de ellas se conoció la pendiente (m) y el intercepto (b) respectivamente. Determinando los valores de esas variables, se sustituyeron como se indica en la Ecuación 57 donde se obtuvo K_l y por medio de la Ecuación 58 da resultado a al , las cuales son constantes pertenecientes a la isoterma de Langmuir.

$$\frac{1}{K_l} = m \rightarrow \frac{1}{1211.45} = 0.0008 \text{ (L/mg)} \quad (57)$$

$$\frac{al}{K_l} = b \rightarrow 0.0008 \times 30290 = 25 \quad (58)$$

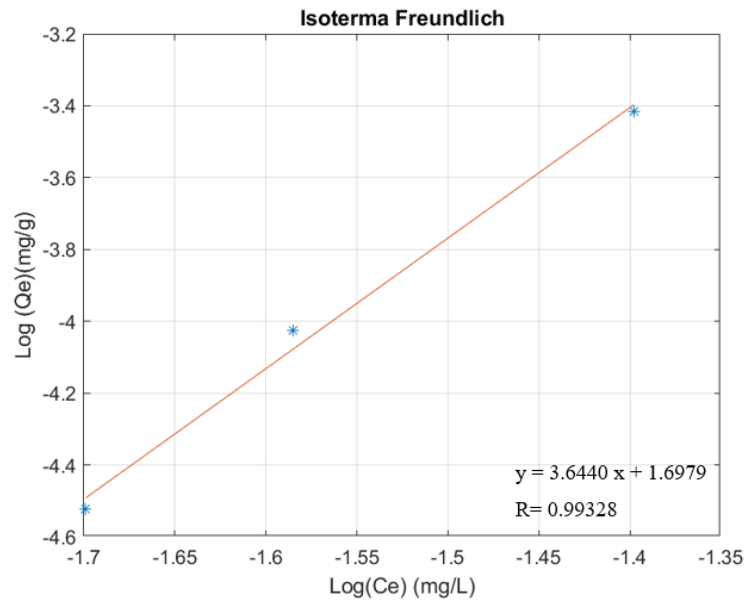
7.4.6 Obtención de la Isoterma de Freundlich

Se utilizaron los datos de equilibrio obtenidos en el numeral 7.5 a fin de realizar la linealización de la manera presentada en la Tabla 31. Al igual que la isoterma de Langmuir se implementó el programa de Matlab con el fin de obtener la regresión lineal, ecuación de la recta y la gráfica de la isoterma como se ejemplifica en la Figura 40.

Tabla 31

Datos linealizados de la isoterma de Freundlich

Orden E, Quebrada Menzuly			
Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Log Ce(mg/L)	Log Qe (mg/g)
0.02	0.00003	-1.69897	-4.5228787
0.026	0.000094	-1.5850267	-4.0268721
0.04	0.000383	-1.39794	-3.4168012

Figura 40*Isoterma Freundlich de la Quebrada Menzuly*

Con la ecuación obtenida en la recta de Freundlich se determinó la pendiente (m) y la intercepto (b) utilizando las Ecuaciones 26 y 27 como se explica en el numeral 6.7.3. Al igual que la isoterma de Langmuir, estos datos fueron remplazados con el fin de conocer las constantes de Freundlich como se explica en la Ecuación 59, la cual ayudó a conocer el valor K_f y la Ecuación 60, que permitió el resultado de n .

$$\text{Log}(K_f) = 10^b \rightarrow 10^{1.6979} \rightarrow K_f = 49.876 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) \quad (59)$$

$$\frac{1}{n} = m \rightarrow \frac{1}{n} = 3.644 \rightarrow \frac{1}{3.644} = 0.274 \quad (60)$$

Cabe resaltar que los resultados obtenidos de en ambas isotermas se presentan en el Anexo L.

7.4.7 Elección de la Isoterma de Adsorción

Se elaboró la Tabla 32 a fin de realizar la comparación de ambas isotermas (Freundlich y Langmuir) generadas con la calidad de agua destilada mezclada con amonio. Se utilizaron los valores de sus constantes, coeficientes de determinación y el análisis estadístico del error descrito en la sección 6.8.3.

Tabla 32

Parámetros de los modelos de las isotermas en agua destilada

Orden A: Sin modificación de pH y 0.1 g de GP										
Isoterma	Q máx. (mg/g)	<i>n</i>	K_l (L/mg)	K_f (mg/L)	R^2	DMA (mg/L)	RMS (mg/L)	SSE (mg/L)	SAE (mg/L)	χ^2 (mg/L)
Langmuir	5.002		0.082		0.979	0.534	0.840	4.233	3.205	2.501
Freundlich		1.135		0.060	0.966	0.028	0.032	0.004	0.112	0.030
Orden B: pH 9 y 0.1 g de GP										
Langmuir	1.371		0.082		0.979	0.451	0.550	0.908	1.353	1.238
Freundlich		4.314		0.051	0.940	0.025	0.030	0.003	0.074	0.074
Orden C: pH 10 y 0.1 g de GP										
Langmuir	4.887		0.111		0.915	0.202	0.355	0.504	0.808	0.739
Freundlich		1.414		0.248	0.924	0.023	0.029	0.003	0.070	0.024
Orden D: Sin modificación de pH y 1 g de GP										
Langmuir	2.824		0.152		0.975	0.274	0.385	0.592	1.095	1.052
Freundlich		1.939		0.013	0.959	0.020	0.026	0.004	0.121	0.798
Orden E: pH 9 y 1 g de GP										
Langmuir	3.345		0.006		0.912	0.015	0.020	0.002	0.062	0.037
Freundlich		1.416		0.013	0.818	0.007	0.009	0.000	0.029	0.016
Orden F: pH 10 y 1 g de GP										
Langmuir	0.989		0.001		0.905	11×10^{-4}	13×10^{-4}	0	13×10^{-4}	23×10^{-4}
Freundlich		1.125		0.007	0.996	22×10^{-4}	32×10^{-4}	0	11×10^{-3}	13×10^{-4}

Obteniendo el coeficiente de determinación de cada isoterma se observó que la variación entre los diferentes modelos es mínimo, así mismo, la mitad de los Ordenes (A, C y F) corresponde a la isoterma Freundlich y la otra parte (B, D y E) pertenece a la isoterma de Langmuir, por ese motivo se utilizó el análisis de error, en el cual se realizó una

comparación donde se demuestra que la isoterma de Freundlich posee menores valores de impresión y por lo tanto se adapta mejor al modelo de adsorción.

La isoterma de Freundlich es indicada principalmente porque presenta la característica de generarse en superficies heterogéneas como es el geopolímero implementado en el estudio, conformado por zonas rugosas principalmente compuestas por sílice, hierro, aluminio y carbono. Estas variaciones estructurales desarrollaron diferentes sitios activos, los cuales se abastecerán continuamente con el elemento que presenta mayor afinidad, es decir el ion amonio hasta generar la formación de una multicapa. Adicionalmente fue un proceso que se realizó a una temperatura ambiente con variación máxima de 3°C, por lo tanto se puede considerar esta variable como una constante, así mismo Freundlich es una de las mejores ecuaciones que representan una adsorción experimental fase líquida-sólida.

Se observa la relación entre la capacidad de adsorción del adsorbente (K_f) y la intensidad de adsorción (n), ya que estas variables son directamente proporcionales entre ellas, lo anterior se ejemplifica en el Orden C, donde el valor de K_f es de 0.248 mg/L y n de 1.414 l, lo contrario se presenta en el Orden F el cual presenta una constante de K_f de 1.125 mg/L con un valor de n de 0.007, sin embargo se observa la excepción en el Orden B ($n = 4.314$ y $K_f = 0.248$).

Se presenta de forma más precisa en la Tabla 33, la diferencia del coeficiente de determinación entre la isoterma de Langmuir y Freundlich en las calidades de agua cruda y residual. Se seleccionó el modelo de Freundlich, dado que presenta las mismas condiciones anteriormente mencionadas, al poseer los menores resultados de error y mayor R^2 , así mismo se evidencia que la capacidad de adsorción por parte del geopolímero es mayor en la Quebrada Menzuly debido a que obtiene un valor K_f de 49.877 mg/L, lo opuesto al agua de la PTAR, donde el K_f es de 0.044 mg/L, esta disminución de capacidad es generada por la cantidad de sólidos disueltos que desarrollaron interferencias con el amonio en el momento de la adsorción.

Tabla 33*Parámetros de las isotermas en diferentes calidades de agua*

Orden E: Quebrada Menzuly										
Isoterma	Q _{máx.} mg/g	<i>n</i>	<i>K_l</i> (L/mg)	<i>K_f</i> (mg/L)	<i>R</i> ²	DMA (mg/L)	RMS (mg/L)	SSE (mg/L)	SAE (mg/L)	<i>X</i> ² (mg/L)
Langmuir	25		0.001		0.905	11 × 10 ⁻⁴	13 × 10 ⁻³	0.000	13 × 10 ⁻⁴	23 × 10 ⁻⁴
Freundlich		0.274		49.877	0.993	12 × 10 ⁻⁵	0.000	0.000	31 × 10 ⁻⁴	2 × 10 ⁻⁶
Orden G: PTAR- UPB										
Langmuir	0.137		0.001		0.917	0.007	0.008	18 × 10 ⁻⁴	0.022	0.060
Freundlich		2.390		0.044	0.968	0.156	0.157	0.074	0.467	0.435

7.4.8 Eficiencia de Adsorción

Se aplicó la Ecuación 28 con la intención de conocer la eficiencia de remoción en cada concentración y dilución por Orden, estos resultados se muestran en el Anexo M, adicionalmente de obtuvo el promedio los cuales se presentan en la Tabla 34. Se da a modo de ejemplo el cálculo de la Ecuación 28 en la condición de agua cruda diluida al 10% como se observa en la Ecuación 61.

$$E = \frac{0.806 - 0.04}{0.806} \times 100\% = 95.0 \quad (61)$$

Tabla 34*Promedio de eficiencia de remoción de isoterma por Orden*

Orden	Promedio de eficiencia (%)
Orden A: Sin modificación de pH y 0.1 g de GP	94.9
Orden B: pH 9 y 0.1 g de GP	96.5
Orden C: pH 10 y 0.1 g de GP	86.4
Orden D: Sin modificación de pH y 1 g de GP	96.7
Orden E: pH 9 y 1 g de GP	96
Orden F: pH 10 y 1 g de GP	93.3
Orden G: Quebrada Menzuly	87.3
Orden H: PTAR- UPB	48.8

De acuerdo con la tabla anterior los órdenes del A al F, presentaron mayores remociones hasta de un 96% en estas pruebas, dado que ellas se realizaron en condiciones donde solo se utilizaron agua destilada con la solución de hidróxido de amonio, así mismo

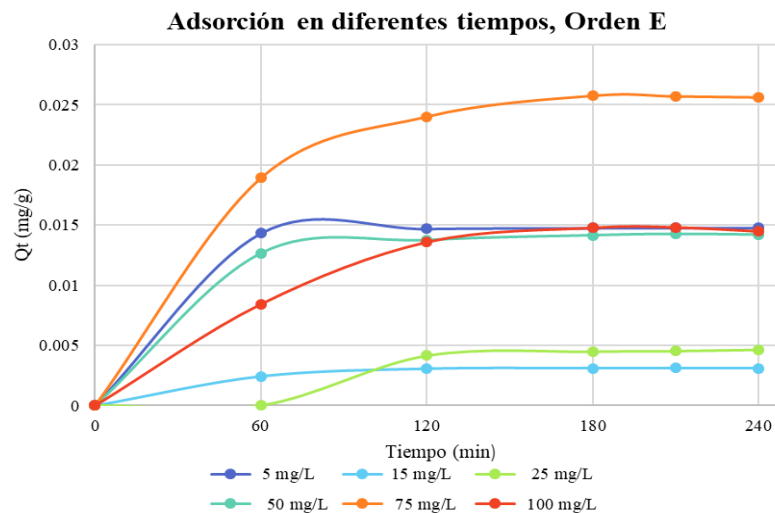
se observa que las menores remociones se generaron en las condiciones de pH de 10, el cual obtiene los valores de remociones de 86.4% y 93.3% para un 0.1 y 1 gramo de geopolímero respectivamente, sin embargo son valores aceptables. El pH sin modificar y de 9 obtuvieron las mejores adsorciones debido a que en estos ambientes se fortalece la retención de catión de amonio (Tejada, Villabona y Garcés, 2015). La remoción en la Quebrada de Menzuly es superior que la PTAR un 38.5%, esto se debe por la inferencia de los sólidos disueltos presentes en el agua residual como se ha mencionado anteriormente.

7.5 Quinta Parte: Identificación de la Cinética de Adsorción

Al aplicar la metodología propuesta por el presente estudio experimental se obtienen los resultados de Q_t previamente a la determinación de Q_e como se describe en el numeral 6.7.1. La importancia de conocer estos valores reside en que al aplicar el ajuste de los modelos cinéticos se conocerá el modo de la adsorción en diferentes condiciones. Para ello primeramente se realizaron las gráficas de Q_t (mg/g) vs t (min) como se muestra en la Figura 41 con los diferentes valores de las concentraciones iniciales o diluciones, posteriormente a cada recta de la gráfica se aplicó los modelos de linealización del pseudo primer orden (PPO) y los de pseudo segundo orden (PSO).

Figura 41

Adsorción de amonio en diferentes tiempos por Orden



7.5.1 Modelo de Pseudo Primer Orden (PPO)

De acuerdo con la sección 6.7.5 se realizó inicialmente la resta de Q_e con Q_t por Orden para posteriormente aplicar al resultado obtenido el logaritmo, finalmente se utilizó el software Matlab con el fin de realizar la linealización de los datos, obteniendo la ecuación de la recta junto con el coeficiente de determinación como se ejemplifica en la Tabla 35 y en la Figura 42, los resultados de este modelo se muestran en el Anexo N.

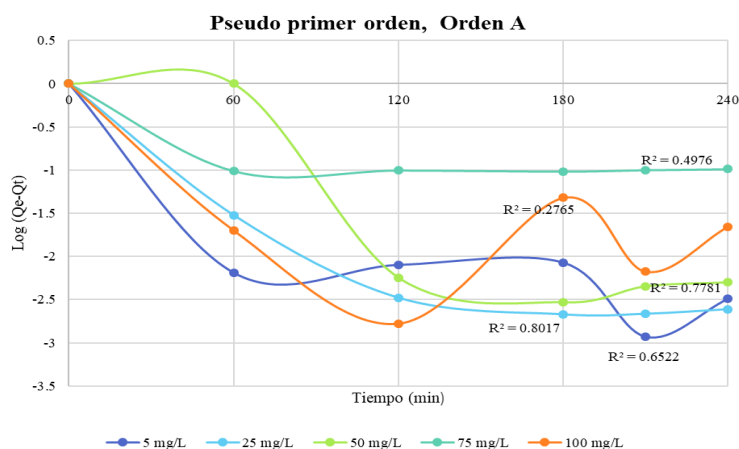
Tabla 35

Obtención del R^2 Orden A utilizando el modelo de PPO

Orden A, Sin modificación de pH y 0.1 g de GP					
Concentración inicial = 15 mg/L					
Qe = 0.140 mg/g			Pseudo primer orden		
t (min)	Qt (mg/g)	Qt promedio (mg/g)	Qe-Qt (mg/g)	Log (Qe-Qt)	R^2
60	0.134	0.134	0.006	-2.190	0.344
120	0.132	0.133	0.008	-2.100	
180	0.132	0.132	0.008	-2.073	
210	0.139	0.139	0.001	-2.933	
240	0.137	0.137	0.003	-2.493	

Figura 42

Modelo de Pseudo Primer Orden en el Orden A



Al realizar todos los cálculos del coeficiente de determinación se observa mediante en Anexo N que el rango está entre 0.0087 y 0.997, en consecuencia, se descarta este modelo con la razón de presentar valores altamente distanciados de un rango aceptable del R^2 , el cual

se encuentra entre 0 a 1, donde los datos más cercanos a 0 no presenta relación con el modelo y el valor de 1 significa total concordancia.

7.5.2 Modelo de Pseudo Segundo Orden (PSO)

Al igual que al PPO se realizó una tabla donde se organizó los valores de Q_t respecto al tiempo, sin embargo, en este modelo se desarrolló la linealización utilizando el cálculo de t/Q_t , de la manera en que se observa la Tabla 36. El valor de R^2 junto con la ecuación de la recta del sistema fue obtenido mediante el software de Matlab y se muestra en la Figura 43. A continuación, se presenta el resultado de este modelo aplicado en el Orden A y se complementan en el Anexo N.

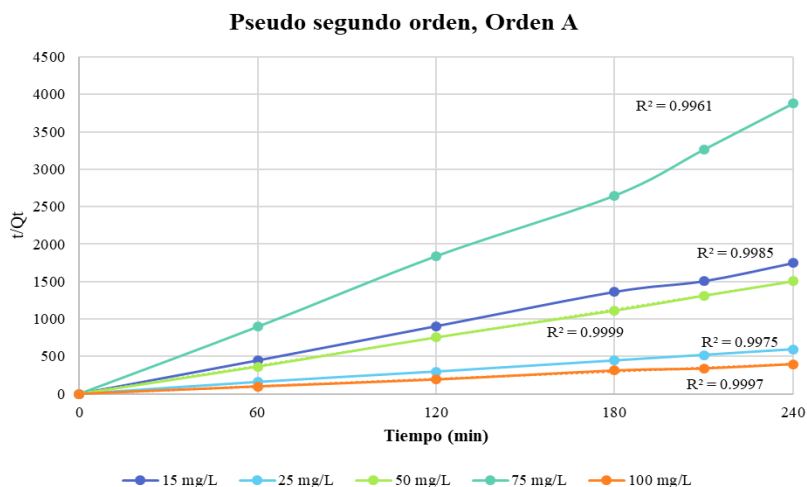
Tabla 36

Obtención del R^2 utilizando el modelo de PSO en el Orden A

Orden A, Sin modificación de pH y 0.1 g de GP			
Concentración inicial = 15 mg/L		Pseudo segundo orden	
t (min)	Q_t (mg/g)	t/Q_t	R^2
60	0.134	447.761	0.9972
120	0.132	905.660	
180	0.132	1363.636	
210	0.139	1507.718	
240	0.137	1748.846	

Figura 43

Modelo de Pseudo Segundo Orden en el Orden A



Al utilizar este modelo se evidencia que los coeficientes de determinación son mayores a 0.99, debido a esto se puede calcular las constantes propias del PSO. Se da a manera de ejemplo la concentración inicial de 15 mg/L, donde se obtuvo la ecuación de la recta: $y = 7.1655x + 33.9$ con un $R^2 = 0.9972$, los datos complementarios de los demás ordenes se presentan en el Anexo N. A partir del valor de la pendiente junto con la Ecuación 31 se determinó Q_{ecal} de la manera en que se demuestra en la Ecuación 62, de modo semejante con el dato del intercepto e implementando la Ecuación 32 se realizó la Ecuación 63, dando como resultado K_2 .

$$\frac{1}{Q_{ecal}} = m \rightarrow m = 7.1655 \rightarrow \frac{1}{7.1655} = Q_{ecal} = 0.1395 \frac{mg}{g} \quad (62)$$

$$\frac{1}{K_2 * (Q_{ecal})^2} = b \rightarrow \frac{1}{b * (0.1395)^2} = K_2 \rightarrow \frac{1}{33.9 * (0.1395)^2} = 1.514 \frac{mg}{gmin} \quad (63)$$

Finalmente se realizó un promedio de los análisis del error, R^2 , $Q_{e cal}$ y K_2 , esto se presenta con el fin de conocer de manera más precisa los valores y se observa mediante la Tabla 37. Estos procedimientos se aplicaron en cada concentración inicial o dilución perteneciente a un Orden.

Tabla 37

Promedio del error y de los coeficientes de determinación por Orden

Orden	Promedio de R^2	Q_{ecal} (mg/g)	K_2 (mg/gmin)	Error relativo absoluto (%)	DMA (mg/g)	RMSE (mg/g)
Orden A: Sin modificación de pH y 0.1 g de GP	0.9970	0.275	2.033	2.825	0.001	0.003
Orden B: pH 9 y 0.1 g de GP	0.9497	0.245	1.368	5.949	0.003	0.007
Orden C: pH 10 y 0.1 g de GP	0.9773	0.045	12.388	5.810	4×10^{-3}	0.001
Orden D: Sin modificación de pH y 1 g de GP	0.9489	0.026	27.118	3.887	8×10^{-5}	19×10^{-3}
Orden E: pH 9 y 1 g de GP	0.9842	0.017	9.853	6.112	15×10^{-3}	37×10^{-3}
Orden F: pH 10 y 1 g de GP	0.8384	0.002	76.287	6.054	1×10^{-5}	1×10^{-5}
Orden E: Quebrada Menzuly	0.7802	0.00018	6.603	7.646	1×10^{-6}	3×10^{-6}
Orden G: PTAR-UPB	0.9118	0.014	6.571	7.285	1×10^{-4}	34×10^{-4}

Mediante la Tabla 37 se demuestra una precisión por los datos determinados por el PSO, ya que, presenta un valor máximo de $R^2 = 0.9970$, además, al realizar los cálculos del error se evidencia la exactitud del modelo debido a que el Error relativo no sobrepasa al 8% y los valores de DMA o RMSE son mínimos e insignificantes.

Al adoptar el modelo de PSO se interfiere que la capacidad de remoción es limitada por el mecanismo de adsorción que posee el geopolímero, es decir, que el geopolímero al presentar superficies heterogéneas como se mostrará más adelante en el microscopio electrónico, contiene diferentes sitios activos los cuales tendrán la capacidad de adsorber al amonio. Adicionalmente, este modelo propone un mecanismo de quimisorción, lo cual significa que los sitios activos del geopolímero tienen la capacidad de generar enlaces covalentes con el ion amonio, descartando la transferencia de masa. La explicación se da, debido a que el sistema tiene la característica de presentar una primera etapa donde los sitios activos generan una adsorción casi instantánea del ion amonio, posteriormente este proceso se decae volviéndose más lento como lo explica el autor (Martínez, 2007).

Se observa a través la velocidad de adsorción la relación de las siguientes variables: pH, Qecal y dosis de geopolímero. En la influencia del pH se demuestra que entre mayores sea el rango de este, así será la velocidad, por lo tanto, a un pH= 10 con 0.1 y 1 g de adsorbente se presenta valores de $K_2 = 12.388$ y $76.287 \text{ mg/g} \times \text{min}$ respectivamente, lo cual significa que un medio con pH alcalino la adsorción se vuelve más retardada. Así mismo se da un relación inversa entre Qecal y K_2 , esto se presenta debido a la condición de quimisorción ya mencionada sobre las diferentes etapas del sistema, lo anterior se ejemplifica en el Orden A el cual posee un mayor Q_e de 0.275 mg/g y un K_2 con un valor menor de $2.033 \text{ mg/g} \times \text{min}$, en cambio en el Orden D presenta un mínimo $Q_e = 0.026 \text{ mg/g}$, el cual se da a alto $K_2 = 27.118 \text{ mg/g} \times \text{min}$. Finalmente, la cantidad de geopolímero influye debido a que los rangos más altos de la velocidad se presentan en la cantidad de 1 g de adsorbente, lo cual se justifica debido a que el aumento de la disponibilidad de los sitios activos genera una mayor formación de enlaces con el amonio y por lo tanto un aumento del tiempo hasta que se estabilice el proceso de adsorción.

Respecto al modelo de PSO en diferentes calidades de agua se observa una excepción en el agua de la Quebrada Menzuly en donde el modelo no se adapta, así mismo el valor de Qecal, es notoriamente inferior en comparación con distintos órdenes. Sin embargo, en el agua residual se muestra una aceptación del modelo ya que el valor de $R^2 = 0.9118$, adicionalmente la constante de velocidad es de $6.571 \text{ mg/g} \times \text{min}$, la cual es favorablemente menor respecto a otras condiciones como los órdenes C, D, E y F donde solo está presente el agua destilada con la solución de amonio, libre de impurezas contrario al agua residual.

7.6 Sexta Parte: Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y Análisis Químico (EDS)

La realización de estos análisis se llevó a cabo en dos etapas principales: el geopolímero antes y después del proceso de adsorción. Por medio esta prueba se puede observar la morfología del absorbente junto con la superficie externa, además del análisis elemental en cada etapa.

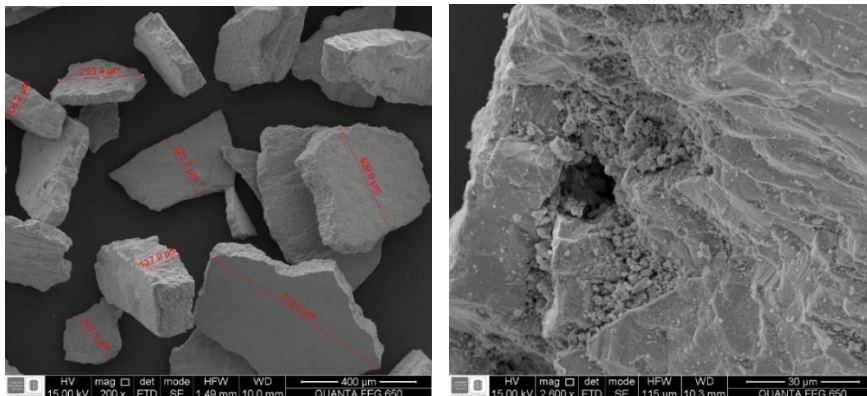
7.6.1 Modificación del Material de Partida a Geopolímero

Teniendo en cuenta que la materia prima es un desecho industrial conocido como calamina, el cual es un compuesto formado principalmente por óxidos de hierro generados en la superficie del acero. Así mismo en la industria siderúrgica se utilizan capas de conservación sobre el acero con el fin de evitar la formación de agentes corrosivos, estas capas son conocidas como cromatizado y contiene soluciones que mezclan el cromo tri y hexavalente junto con activadores tales como: NO_3^- , SO_4^{2-} y Mn, por esos motivos se nota la presencia de estos compuestos en el análisis elemental de la materia prima previamente al proceso de polimerización de tal manera en que se observa en la Tabla 38. De acuerdo con la microfotografía de la Figura 44 se logra apreciar la estructura de la calamina, la cual tiene hojuelas irregulares con una superficie heterogénea rugosa, adicionalmente se aprecia que posee áreas superficiales de diferentes tamaños aproximadamente entre $108.2 \mu\text{m}$ a $712 \mu\text{m}$. (Castro., 2001)

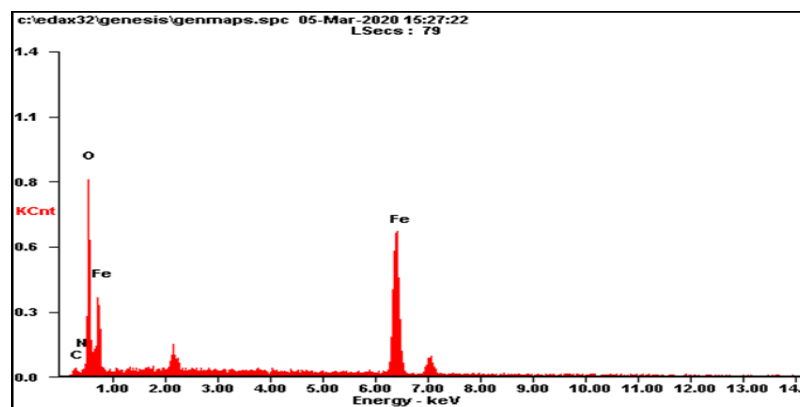
Tabla 38*Análisis elemental de la calamina*

Elemento	Wt%	At%
C	1.26	4.15
N	0.30	0.90
O	26.02	51,76
Al	1.09	1.40
Cr	8.58	5.25
Mn	1.66	0.96
Fe	60.16	34.38

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la Universidad Industrial de Santander (UIS).

Figura 44*Morfología y superficie de la calima sin procesar*

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

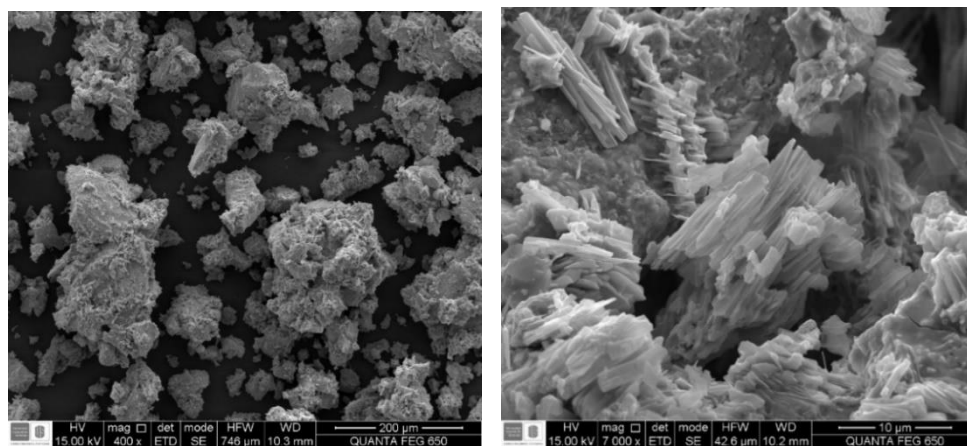
Figura 45*Detección de los compuestos químicos de la calamina*

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

Después de realizar el proceso de polimerización con la calima, se generó un cambio estructural de la manera en que se observa en la Figura 46, donde su morfología se transformó de hojuelas a granular irregular la cual contiene los aluminosilicatos ya agregados. Así mismo, cambia la composición química en donde los elementos que conformaban el cromatizado son eliminados a con el fin de obtener una sustancia libre de interferencias que pueda afectar en la eficiencia del geopolímero, se presentan compuestos propios de la polimerización como es el nitrógeno y el sílice, como se observa en la Tabla 39. El nitrógeno es utilizado en forma líquida como un medio para cortar las cadenas del geopolímero, por lo tanto, es un elemento que permanece en los adsorbentes Tipo A y Tipo B del presente estudio. (Castro., 2001)

Figura 46

Estructura del geopolímero con aluminosilicatos



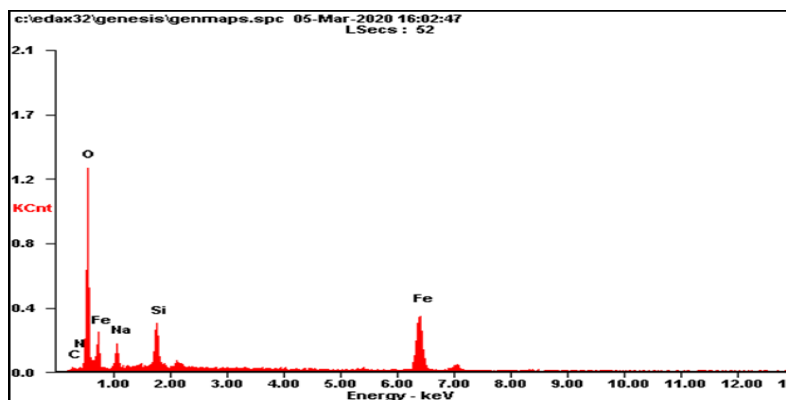
Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS

Tabla 39

Análisis elemental del geopolímero modificado con aluminosilicatos

Elemento	Wt%	At%
C	07.15	17.72
N	00.50	00.69
O	22.59	42.03
Na	01.11	01.44
Si	07.00	07.56
Fe	59.74	32.44
Matrix	Corrección	ZAF

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

Figura 47*Detección de los compuestos químicos del geopolímero*

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

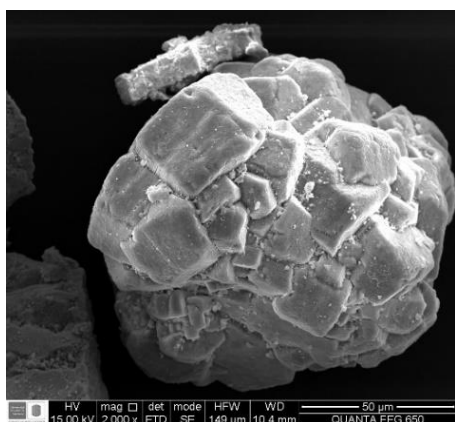
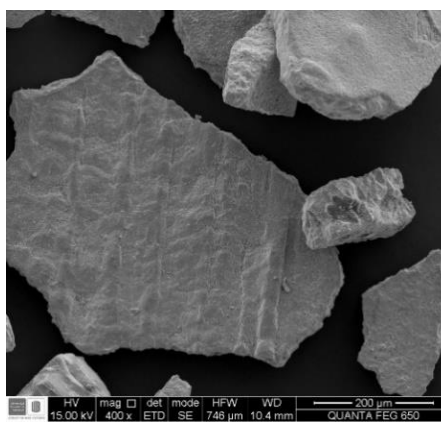
7.6.2 Análisis del SEM y EDS con Diferentes Calidades de Agua

El análisis del geopolímero Tipo B se realizó en diferentes muestras de agua como es el agua destilada perteneciente al Orden A, agua cruda (Orden E) y el agua residual (Orden G), así mismo, se generó una comparación de la adsorción con el GP blanco, es decir el Tipo A en las clases de agua mencionadas, la interpretación de los resultados está enfocada al porcentaje en peso (Wt%) de nitrógeno en cada una de las pruebas, adicionalmente, se interpreta el valor del nitrógeno como la presencia de amonio.

Primeramente, se muestra los resultados del Orden A, es decir, agua destilada con la solución de amonio, sin modificación del pH y con una cantidad de 0.1 g de GP. En la Tabla 40 se observa que el GP Tipo B obtiene una cantidad superior de nitrógeno del 46% respecto al GP Tipo A, estos resultados concuerdan debido a que el adsorbente Tipo A presenta la característica de no remover amonio, así mismo, se debe aclarar que la cantidad de porcentaje en peso que posee de nitrógeno ya viene establecido desde su proceso de polimerización. Esta remoción se debe a que el polímero modificado contiene los elementos de aluminosilicatos, los cuales se observan en las pequeñas partículas que se encuentran en la superficie del adsorbente.

Tabla 40*Análisis SEM y EDS en el Orden A*

Tipo B			Tipo A		
Elemento	Wt%	At%	Elemento	Wt%	At%
C	01.99	03.38	C	01.40	05.00
N	00.99	01.44	N	00.53	01.61
O	42.85	54.52	O	09.26	24.80
Na	00.56	00.50	Cr	00.97	00.80
Al	44.20	33.35	Fe	87.35	67.03
Si	09.40	06.81	Si	00.49	00.75
Matrix	Corrección	ZAF	Matrix	Corrección	ZAF

Figura 48*Agregado del GP Tipo B, en el Orden A***Figura 49***Estructura del GP Tipo A en el Orden A*

Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

Seguidamente se presenta en la Tabla 41 los resultados del análisis elemental y la microscopía en el Orden G, es decir en el agua de la quebrada Menzuly con 1 g de adsorbente sin modificación del pH. En este caso se observa un porcentaje en peso de amonio de 1.43% en el GP Tipo B y en comparación con el valor del adsorbente blanco presenta una diferencia del 0.64%, lo cual se considera significativo ya que el GP Tipo A, contiene un Wt de 0.79%, cifra que es relevante debido a la presencia inicial de amonio de 0.50%, por lo tanto, solo hay una ganancia neta del 0.29% del ion amonio. Así mismo, se debe tener en cuenta que el porcentaje en peso del amonio es el mayor de otros elementos como el Na (0.41%) y el Ca (0.37 %), que se interfiere son sales conservadas en la muestra del agua cruda. Esta diferencia de adsorción se demuestra en las imágenes de microscopía (Figuras 50 y 51), en la cual el GP Tipo B posee en la superficie heterogénea con mayores cantidades partículas, al realizar una comparación con la imagen del GP Tipo A, se observa una semejanza en la forma de la

superficie rugosa, sin embargo, no se percibe cuantiosas cantidades de partículas en la estructura externa.

Tabla 41

Análisis SEM y EDS en el Orden G

Tipo B			Tipo A		
Elemento	Wt%	At%	Elemento	Wt%	At%
C	01.99	05.22	C	08.75	22.83
N	01.43	03.22	N	00.79	01.76
O	25.66	50.50	O	16.03	31.41
Na	00.41	00.56	Na	00.35	00.48
Al	00.10	00.12	Al	01.16	01.35
Si	01.00	01.12	Si	01.98	02.21
Ca	00.37	00.29	Ca	00.60	00.47
Fe	68.02	38.35	Fe	70.34	39.49
Matrix	Corrección	ZAF	Matrix	Corrección	ZAF

Figura 50

Morfología del GP Tipo B en el Orden G

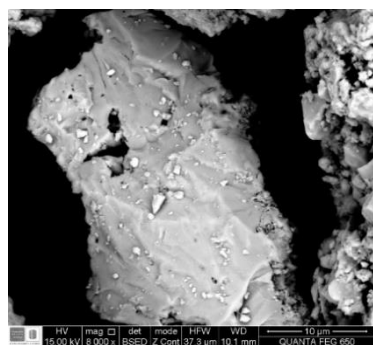
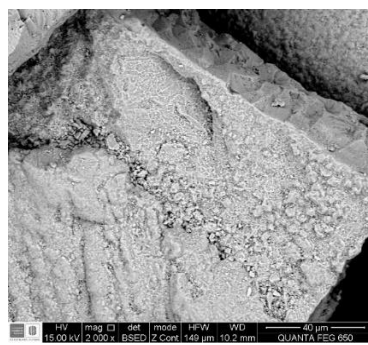


Figura 51

Estructura del GP Tipo A en el Orden G



Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS

El último resultado pertenece al Orden H, por consiguiente, está compuesto por agua residual de la PTAR-UPB con 1g de material adsorbente sin modificación del pH, del mismo modo se sigue realizando un análisis de los resultados entre el GP Tipo A y B. En la Tabla 42 se observa en el adsorbente Tipo B una disminución del Wt del nitrógeno debido a que presenta un valor de 1,3%. No obstante, los elementos como Na, Ca y Cr muestran un aumento en un porcentaje en peso en comparación a los valores de estos compuestos en el agua cruda (Tabla 41), por ese motivo se interfiere que el ion amonio compite con ellos para ser removido. Así mismo, el geopolímero Tipo A tiene un Wt de 0.85% de nitrógeno, el cual al realizar la diferencia con la cantidad inicial que posee del 0.5% se obtiene una ganancia de

neta de adsorción de amonio de 0.37%, un valor parecido al que obtuvo GP Tipo A del agua cruda. Al igual que los análisis anteriores en la Figura 52 se demuestra que la superficie del adsorbente modificado presenta mayores partículas en su superficie, lo contrario se observa en la Figura 53 el cual pertenece al adsorbente sin tratamiento.

Tabla 42

Análisis SEM y EDS en el Orden H

Tipo B			Tipo A		
Elemento	Wt%	At%	Elemento	Wt%	At%
C	01.94	02.47	C	01.57	05.02
N	01.30	02.47	N	00.85	02.31
O	31.59	52.54	O	14.68	35.14
Na	01.84	02.13	Na	00.39	00.65
Al	09.92	09.78	Al	00.10	00.15
Si	06.03	05.72	Si	00.21	00.29
Ca	03.06	02.03	Ca	00.22	00.21
Cr	01.08	00.55	Cr	00.36	00.26
Fe	41.54	19.79	Fe	81.62	55.98
Matrix	Corrección	ZAF	Matrix	Corrección	ZAF

Figura 52

Estructura del GP Tipo B en el Orden H

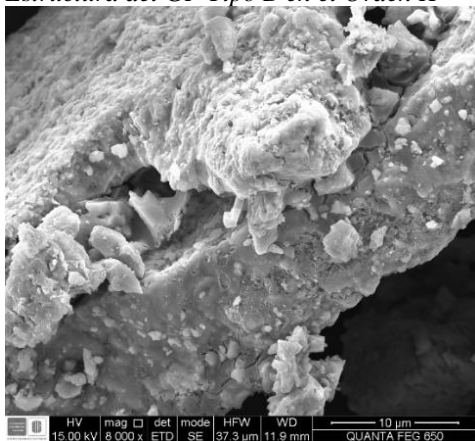
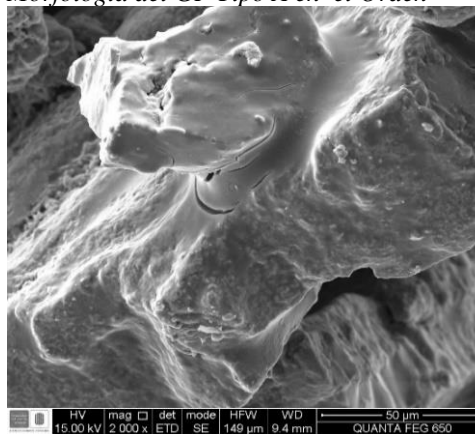


Figura 53

Morfología del GP Tipo A en el Orden



Nota. Obtenido del Laboratorio de Microscopía de la UIS.

7.7 Séptima Parte: Análisis Estadístico

En esta sección se presenta los resultados obtenidos del numeral 6.8 dado que con ellos se conocerá la exactitud de los datos obtenido y por lo tanto la veracidad de los resultados analizados. Se utilizó el programa de Microsoft Office Excel para realizar los cálculos en esta fase.

7.7.1 Precisión del Electrodo

Debido a que la base del estudio fueron los datos obtenidos por el electrodo del ion selectivo, es necesario conocer exactitud del equipo. Por ellos se realizó el promedio de los valores de la calibración, los cuales se ven en el Anexo O y a partir de ellos se generó la Tabla 43, donde se obtuvo el coeficiente de determinación entre los mV y ppm junto con la curva de calibración que se observa en la Figura 54.

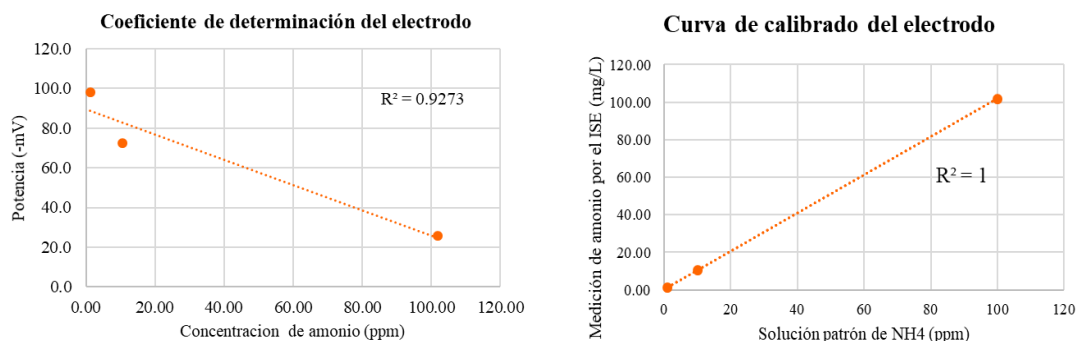
Tabla 43

Valores promedio de la calibración

Promedio de calibración		
Patrón	-mV	ppm
1	98.3	1.24
10	72.54	10.65
100	25.8	101.76

Figura 54

Calibración del electrodo



En ambas gráficas se aprecia una excelente relación de los parámetros de calibración, por lo que se interfiere que este proceso fue apropiado y por lo tanto no se generó errores con las mediciones.

Debido a que se realizó varias mediciones en la misma prueba durante los procesos de calibración se determinó el Error estándar medio con los valores del Anexo O, para ello se calculó previamente la desviación estándar, los resultados se observan en las Tablas 44 y 45, a partir de ellas se demuestra que a mayor sea la desviación estándar así será el error estándar medio, por lo tanto los valores medidos en -mV son los que más presentan dispersión en

todas las soluciones patrón, en cambio en la medición de ppm solo obtiene una alta dispersión en el dato de 100 ppm. Sin embargo, son valores aceptables ya que el mayor error en mV es 0.88 y en ppm es 0.94, los cuales no superan la unidad.

Tabla 44

Determinación de la desviación estándar

Desviación estándar		
Patrón	-mV	ppm
1	3.39	0.15
10	3.85	0.43
100	3.68	4.11

Tabla 45

Identificación del error estándar medio estándar

Error estándar medio		
Patrón	-mV	ppm
1	0.78	0.03
10	0.88	0.10
100	0.84	0.94

De acuerdo con la metodología del Error debido al equipo descrita en la sección de 6.8.1 y realizando los respectivos cálculos, además de tener en cuenta el Error de precisión junto con el Error de lectura, se presenta la Tabla 46, en la cual se aprecian valores relativamente bajos, que no superan la media unidad, a causa de ello se descarta un error debido a la medición del electrodo.

Tabla 46

Formato de los datos del error de equipo

Promedio Error del equipo		
Patrón	-mV	ppm
1	1.E-01	7.E-03
10	7.E-02	5.E-02
100	2.E-02	5.E-01

Finalmente se utilizó las Ecuaciones 38 – 39 con las cuales se calculó el intervalo confianza del 95% al 99%, a partir Tabla 47 se conocen en que rangos estaría presente los valores reales de ppm y mV.

Tabla 47*Valores máximos y mínimos dados por intervalo de confianza*

Patrón	IC 95% Max- Min				IC 99% Max- Min			
	-mV		ppm		-mV		ppm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
1	96.77	99.83	1.17	1.31	96.28	100.30	1.15	1.33
10	70.81	74.27	10.46	10.84	70.26	74.82	10.39	10.91
100	24.14	27.46	99.91	103.61	23.61	27.97	99.33	104.19

7.7.2 Exactitud de las Concentraciones

Al aplicar la metodología de la sección 6.8.2 se realizó previamente el cálculo del Error absoluto con la intención de conocer finalmente el de Error relativo máximo y mínimo de cada Orden, los resultados se presentan en la Tabla 48. A partir de estos datos se obtiene que el máximo error no supera el 16% y el mínimo es del 0%, por lo tanto se consideran aceptables debido a que el rango del error no es suficientemente amplio teniendo en cuenta la abundancia de datos utilizados en el presente estudio.

Tabla 48*Errores máximos y mínimos en todos los ordenes*

Orden	Error máximo y mínimo (%)	
	Máximo	Mínimo
Orden A: Sin modificación de pH y 0.1 g de GP	15.909	0
Orden B: pH 9 y 0.1 g de GP	15.217	0
Orden C: pH 10 y 0.1 g de GP	15.695	0
Orden D: Sin modificación de pH y 1 g de GP	15.625	0
Orden E: pH 9 y 1g de GP	15.862	0
Orden F: pH 10 y 1 g de GP	15.385	0
Orden G: Quebrada Menzuly	15.000	0
Orden H: PTAR- UPB	14.154	0

Capítulo VIII

Conclusiones

- Se descarta que por medio de la volatilización se disminuya la concentración de amonio diluido en el agua durante la adsorción debido a que es un proceso que se genera cuando el amonio se encuentra en solución en el suelo con ciertas condiciones, no obstante, la disponibilidad del amonio dependerá de otras variables que rigen la ecuación del amonio en el agua como son la temperatura y el pH, las cuales se mantuvieron estables con el fin de evitar la pérdida de este elemento.
- A partir de los resultados experimentales de la adsorción de amonio en el agua implementando un geopolímero, se permiten determinar las variables más influyentes en el proceso de remoción son la temperatura y el pH. La importancia del pH radica en que rige el principio del equilibrio de la ecuación del amonio, por ende, un pH natural que no necesita modificación, es el más apropiado para este sistema debido a que los resultados demuestran una eficiencia de remoción hasta del 96.7% en la condición de una solución de agua destilada con hidróxido de amonio, 87.3% en agua cruda de la Quebrada Menzuly y un 48.8% en el agua residual de la PTAR-UPB.
- Se presenta una relación en los porcentajes de remoción los cuales dependen de la concentración inicial de amonio y la dosis de geopolímero, por consiguiente, una cantidad de 0.1 g de material adsorbente es eficiente hasta una concentración inicial de 15 mg/L de amonio, debido a que genera una remoción del 60%, no obstante, a una mayor concentración inicial de 100 mg/L se deberá utilizar una cantidad de 1g de geopolímero con el fin de obtener una remoción del 52%, ya que presenta una limitación en la disponibilidad de los sitios activos del adsorbente de acuerdo a la abundancia de amonio en el medio.
- La naturaleza del agua residual y del agua cruda intervienen en la adsorción del amonio debido a la presencia de sólidos disueltos totales que compiten con el elemento de amonio para ser adsorbidos, a causa de ello es necesario utilizar una cantidad mayor de adsorbente (1 g) con el fin de poseer una mayor disponibilidad de sitios activos para la adsorción, por lo tanto, se genera una remoción superior al 60%

en agua residual de la PTAR- UPB y un 90% en agua cruda proveniente de la Quebrada Menzuly.

- La determinación del tiempo de equilibrio presenta una dependencia de la dosis de geopolímero, debido a que al poseer una mayor disponibilidad de sitios activos el ion amonio deberá distribuirse en más superficies del adsorbente hasta alcanzar una estabilización, esto quiere decir que con una cantidad de 0.1 g de geopolímero el tiempo de equilibrio se evidenciará a las 2 horas, de manera contraria al implementar 1 g de adsorbente el tiempo tardará 3 horas en generar un sistema estable.
- Al realizar la evaluación de las isothermas con los datos experimentales de diferentes pH, cantidades de geopolímeros y calidades de agua, con un análisis de error como medida de apoyo, se concluye que Freundlich es un modelo apto que determina el ajuste en la adsorción del amonio, en el cual los valores de las constantes varían según el Orden, así mismo, este modelo es el indicado por las superficies heterogéneas que presenta variaciones energéticas. Se elige el modelo cinético de pseudo segundo orden debido a que obtiene altos valores de coeficientes de determinación hasta del 0.9970 %, adicionalmente, el modelo cumple con las condiciones descritas por la teoría como la disponibilidad de diferentes sitios activos y la formación de enlaces entre el ion amonio con el geopolímero.
- Al utilizar el microscopio de barrido se evidencia las diferencias morfológicas en los aluminosilicatos que posee el geopolímero Tipo B, los cuales generan la adsorción de amonio en comparación al geopolímero Tipo A que no los presentan. Adicionalmente, el análisis químico demuestra el cambio de comportamiento del adsorbente al ser utilizado en diferentes calidades de agua, de tal manera que el mayor porcentaje en peso de amonio se obtiene en agua cruda (1.43%), seguidamente del agua residual (1.30%) y finalmente en el agua destilada con solución de hidróxido de amonio (0.99%).
- Se concluye que el geopolímero utilizado en el presente estudio es apto en la remoción de amonio presente en el agua residual y cruda, sin embargo, su eficiencia dependerá principalmente de la concentración inicial de amonio y la dosis de adsorbente a suministrar. Así mismo, se demuestra que los geopolímeros procedentes

residuos industriales son una excelente alternativa de aprovechamiento y reutilización, dando a conocer una nueva tecnología de remoción de contaminantes.

Recomendaciones

- Se propone evaluar el geopolímero en un sistema continuo de diferentes calidades de agua con el fin de simular las condiciones naturales y determinar el comportamiento del adsorbente en estas circunstancias.
- Se recomienda ampliar la investigación aplicando las variables de temperatura junto con la de velocidad de agitación, adicionalmente aumentar el rango de las concentraciones de amonio, la dosis de geopolímero y el tiempo de contacto.
- Se plantea evaluar el geopolímero con otros sistemas adsorción como Langmuir-Freundlich o Temkin, igualmente aplicar más modelos cinéticos por ejemplo el de Elovich, así mismo un ajuste de los modelos mediante regresiones no lineales.
- Se propone determinar la eficiencia de remoción con otros contaminantes que puedan estar diluidos en el agua, con el fin de profundizar el estudio de remoción de contaminantes aplicando geopolímeros.
- Se plantea realizar un estudio sobre la desorción y un mecanismo viable con la capacidad de volver a reutilizar el geopolímero en la remoción de amonio, de este modo optimizando la utilización del adsorbente hasta el límite de su capacidad.
- Se sugiere analizar el parámetro de la turbidez en las diferentes muestras de agua con la intención de conocer el modo en que interviene en la capacidad de adsorción del amonio con el geopolímero.
- Se recomienda realizar un estudio con el fin de conocer la influencia del geopolímero en las propiedades físico- químicas de las distintas clases de aguas.

Referencias

- Agencia de Noticias de la U. Nacional. (23 de Enero de 2014). Exceso de fertilizantes en el país afecta economía, ambiente y salud. *El Espectador*. Obtenido de <https://www.elespectador.com/noticias/nacional/exceso-de-fertilizantes-el-pais-afecta-economia-ambient-articulo-470409>
- Arango y Pérez . (2005). Determinación de nitratos y amonio en muestras de suelo mediante el uso de electrodos selectivos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 58(2), 2733-2740. Obtenido de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/refame/article/view/21515>
- Losada et al. (21 de Julio de 2015). Estudio preliminar de la capacidad de remoción de iones inorganicos de una zeolita sintética tipo faujasita. *Facultas de ciencias básicas*, 11(2), 114-123.
- Severiche y Barreto . (2014). Comparación analítica de los métodos ultravioleta selectivo y test spectroquant 1.14773.0001 en la determinación del ión nitrato en aguas tratadas. *Revista Científica*, 1(18), 153-158. Obtenido de <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/revcie/article/view/5593/7130>
- Álvarez, B. C. (2019). *Estudio de nuevos legantes para la fabricación de briquetas a partir de lodos de acería*. Escuela Politécnica de Ingeniería de Gijón, Área de ciencia de los materiales e ingeniería metalúrgicos. Obtenido de http://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/10651/52772/6/TFM_BeatrizCabalAlvarez.pdf
- Amor, A. C. (2014). *Estudio de viabilidad de un proceso de eliminación de amonio mediante electrooxidación en la EDAR Valle del Vinalopó (Elda)*. Trabajo Fin de Máster, Universidad de Alicante.
- Araujo, L. K. (2016). *Bioadsorción de cromo con borra de cafe en efluentes de una industria curtiembre local*. Pontificia Universidad Católica del Perú, Facultad de ciencias e ingeniería, Lima. Obtenido de <https://docplayer.es/70673377-Pontificia-universidad-catolica-del-peru-facultad-de-ciencias-e-ingenieria.html>
- Arroyo y Ruiz. (2018). *Determinación de la cinética de adsorción de cloruros de vertimientos del sector agrícola cultivos energéticos, sobre carbón activado comercial*. Fundación Universidad de América, Facultad de ingeniería, Bogotá D.C. Obtenido de <http://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/6840/1/6132135-2018-2-IQ.pdf>
- Asenjo, N. G. (2014). *Una nueva generación de carbones activados de altas prestaciones para aplicaciones medioambientales*. Programa de Doctorado de Ciencia y Tecnología, UNIVERSIDAD DE OVIEDO. Obtenido de https://digital.csic.es/bitstream/10261/103330/1/Tesis_Natalia%20Garc%c3%ada%20Asenjo.pdf
- Asima et al. (19 de December de 2018). Emerging sustainable solutions for depollution: Geopolymers. *Construction and Building Materials*, 540-548.

- Askeland, D. R. (1987). *La ciencia e ingeniería de los materiales*. California: Grupo Editorial Iberoamericano, S.A de C.V.
- Asociación Nacional de Fabricantes de Fertilizantes. (20 de Julio de 2018). *ANFFE*. Obtenido de <http://www.anffe.com/destacados/Todos/2018-07-20%20Perspectivas%20de%20IFA%20sobre%20la%20demanda%20mundial%20de%20fertilizantes%202018-2022/index.html>
- ATSDR. (s.f.). *Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts204.html
- Banco Mundial. (s.f.). *World Bank Group*. Obtenido de Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: <https://datos.bancomundial.org/indicador/ag.con.fert.zs>
- BQE Water. (26 de Septiembre de 2018). *BQE Water*. Obtenido de <https://www.bqewater.com/es/remocion-de-amoniaco-de-efluentes-mineros/>
- Cámara de Comercio de Bucaramanga. (Marzo de 2018). *Actividad Agrícola Provincias de Santander*. (4). Obtenido de <https://www.camaradirecta.com/temas/documentos%20pdf/informes%20actualidad%20provincias/agricola%20provincias%20santander%20c2014.pdf>
- Cárdenas y Sánchez. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista Universidad y Salud*, 15(1), 72-88.
- Castro., P. A. (2001). *Caracterización molecular de Caracterización molecular de superficies de óxido de hierro en superficies de óxido de hierro en relación a modificaciones químicas relación a modificaciones químicas por adsorción de fosfatos y por adsorción de fosfatos*. . Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Obtenido de http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3364_Castro.pdf
- CICA. (14 de Mayo de 1999). *Boletín Técnico. EPA*. Obtenido de <https://www3.epa.gov/ttnecat1/cica/files/fadsorbs.pdf>
- CICEANA. (s.f.). *Ciclo del Nitrogeno*. Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte America, A.C., Ciudad de México.
- Cordero, E. V. (2010). *Estudio de las propiedades de geopolímeros base metacoalín y el efecto de la incorporación de sílice geotérmica*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de ingeniería mecánica y eléctrica.
- Cuenca, J. L. (2015). *Reacciones y sus mecanismos en la degradación de polímeros*. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Ingeniería Química e Industrias Extractivas, Mexico D.F. Obtenido de <https://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/18230/25-1-16842.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- DANE. (2016). *Departamento Administrativo Nacional de Estadística*. Gobierno Nacional de Colombia. Obtenido de <https://www.dane.gov.co/files/images/foros/foro-de->

entrega-de-resultados-y-cierre-3-censo-nacional-agropecuario/CNATomo2-Resultados.pdf

Daza, Díaz, Aguirre y Arrutia. (enero-julio de 2015). Efecto de abonos de liberación lenta en la lixiviación. *REVISTA COLOMBIANA DE CIENCIAS HORTÍCOLAS*, 9(1), 112-123. Obtenido de https://revistas.uptc.edu.co/revistas/index.php/ciencias_horticolas/article/view/3750

Decreto 1076 de 2015 (26 de Mayo de 2015).

Dietrichson, A. (22 de junio de 2019). *Bookdown.org*. Obtenido de <https://bookdown.org/dietrichson/metodos-cuantitativos/el-error-estandar-y-su-interpretacion.html>

Emerson, Russo y Thurson. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature-. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), 2379-2383.

EPA. (1999). *Boletín Técnico Seleccionando un sistema de adsorción para COV: ¿ carbón, zeolita o polímeros?* CATC, OAQPS y EPA. Obtenido de <https://www3.epa.gov/ttnatc1/cica/files/fadsorbs.pdf>

EPA. (s.f.). *Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos*. Obtenido de https://espanol.epa.gov/sites/production-es/files/2017-05/documents/052217_spanish_011_epa_cyanotoxins-factsheet_long_110116.pdf

Equipo del Proyecto Fertilizar. (s.f.). *Fertilizando*. Obtenido de <http://www.fertilizando.com/articulos/Reaccion%20en%20el%20Suelo%20de%201a%20Urea.asp>

FANDOM. (s.f.). *fandom*. Obtenido de <https://separacion-de-mezclas.fandom.com/es/wiki/FILTRACION%20C3%93N>

FAO. (1997). *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Obtenido de <http://www.fao.org/3/W2598S/w2598s05.htm#cap%20C3%ADtulo%203%20%20%200los%20fertilizantes,%20en%20cuanto%20contaminantes%20del%20agua>

Fauna Urbana. (s.f.). *Faunagijon*. Obtenido de <http://www.faunagijon.com/peces/>

Fernández, G. (22 de Noviembre de 2017). *Fisicoquímica*. Obtenido de <http://www.quimicafisica.com/teoria-acido-base-bronsted-lowry.html>

Fernández, G. (23 de Noviembre de 2017). Teoría ácido-base de Bronsted y Lowry. Obtenido de https://www.youtube.com/watch?time_continue=132&v=ONI98erRxeI&feature=emb_title

Fiscalab. (s.f.). *Fiscalab*. Obtenido de <https://www.fiscalab.com/apartado/errores-absoluto-relativos>

Francisco López Serrano Ramos y Eduardo Mendizábal Mijares. (2015). *Introducción a la ciencia de los polímeros*. Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Jalisco. Obtenido de

https://www.academia.edu/27956712/INTRODUCCI%C3%93N_A_LA_CIENCIA_DE_LOS_POL%C3%8DMEROS

- García, Palacios y Varela. (2017). *EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE AMONIO EN UN BIOFILTRO AEROBIO MEDIANTE LA IMPLEMENTACIÓN DE PSEUDOMONAS FLUORESCENS Y LA ASOCIACIÓN ENTRE NITROBACTER SP. Y NITROSOMONAS SP.* Universidad de Cundinamarca, Cundinamarca.
- Gómez, G. I. (1995). *Manual de Analisis de Aguas*. Sede Manizales: Universidad Nacional de Colombia. Obtenido de <http://www.bdigital.unal.edu.co/50540/1/manualdeanalisisdeaguas.pdf>
- Gómez, P. D. (26 de Julio de 2018). Lo que falta en suministro de agua y alcantarillado en Colombia. *EL ESPECTADOR*. Obtenido de <https://www.elespectador.com/economia/lo-que-falta-en-suministro-de-agua-y-alcantarillado-en-colombia-articulo-802501>
- Hernández, M. C. (2006). *Síntesis y caracterización de polímeros vía radicales libres usando xantatos*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Estado de Hidalgo. Obtenido de <http://dgsa.uaeh.edu.mx:8080/bibliotecadigital/bitstream/handle/231104/289/Sintesis%20y%20caracterizacion%20de%20polimeros.pdf?sequence=1>
- Hyun Min Jang, et al. (July de 2018). Adsorption isotherm, Kinetic modeling and mechanism of tetracycline on Pinus Taeda derived activated biochar. *Bioresource Technology*, 259, 24-31. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.013>
- IDEAM. (2013). *Hoja metodológica del indicador Promedio de nitrógenos totales por estación (Versión 1,00). Sistema de Indicadores Ambientales de Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá.
- IDEAM. (Marzo de 2019). *andi*. Obtenido de http://www.andi.com.co/Uploads/ENA_2018-comprimido.pdf
- IDEAM. (2019). *Estudio Nacional del Agua 2018*. Bogotá.
- IGME. (s.f.). Obtenido de Instituto Geológico y Minero de España: http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf
- IGME. (s.f.). *Instituto Geológico y Minero de España*. Obtenido de http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/3_1.pdf
- J. E. Garzón, E. A. Cárdenas. (22 de Julio de 2013). Emisiones antropogénicas de amoníaco, nitratos y óxido nitroso: compuestos nitrogenados que afectan el ambiente en el sector agropecuario colombiano. *Revista de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*, Sexto(2), 121-138. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/rfmvz/v60n2/v60n2a06.pdf>
- JMSanchez. (2 de Mayo de 2019). *Correlación de pearson vs coeficiente de determinación*. Obtenido de https://www.youtube.com/watch?v=MtDXpWC_RLc
- José Antonio Gómez Tejedor. (s.f.). *Universidad Politecnica de Valencia*. Obtenido de <http://jogomez.webs.upv.es/material/errores.htm>

- Jr. W.J. Weber y E.H. Smith. (1987). Simulation and Desing models for adsorption process. *Enviromental Science and Technology*, 21(11), 1040-1050.
- King, Petersen y Dybkjær. (27 de Enero de 2014). *Revista Petroquímica*. Obtenido de <https://www.revistapetroquimica.com/sintesis-de-amoniaco-100-anos-y-seguimos-contando-2/>
- Ligdi Gonzalez. (23 de Noviembre de 2018). *Ligdi Gonzalez*. Obtenido de <https://ligdigonzalez.com/evaluando-el-error-en-los-modelos-de-regresion/>
- López, C. M. (2015). *Evaluación ambiental del uso de geopolímeros basados en dos puzolanas volcánicas como alternativa potencial al cemento portland*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería y Administración, Palmira.
- Luko, S. N. (Diciembre de 2012). *Standardization News*. Obtenido de https://www.astm.org/SNEWS/SPANISH/SPND12/datapoints_spnd12.html
- Martínez, R. C. (2007). *Efecto de la modificación de una zeolita natural mexicana en la sorción de cadmio y 4-clorofenol*. Universidad Autónoma del estado de México, Facultad de Ingeniería , Toluca.
- Martínez, R. C. (2007). *Efecto de la modificación de una zeolita natural mexicana en la sorción de cadmio y 4-clorofenol*. Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Toluca.
- Melo & Sacristan. (2018). *EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NITRATOS POR ELECTROCOAGULACIÓN* . Fundación Universidad de Américas, Facultad de Ingenierías, Bogotá.
- Miller, G. T. (1994). *Ecología y medio ambiente* (Septima ed.). (F. Paniagua Bocanegra, Ed., I. De León Rodríguez, & V. González Velázquez., Trads.) México, D.F.: Grupo Editorial Iberoamericana.
- Minitab. (s.f.). *Minitab*. Obtenido de <https://support.minitab.com/es-mx/minitab/18/help-and-how-to/modeling-statistics/anova/supporting-topics/anova-statistics/understanding-sums-of-squares/>
- OAKTON. (s.f.). *ISSUU*. Obtenido de https://issuu.com/labincorp/docs/catalogo_en_espanol_oakton
- OMS. (2006). *World Health Organization*. Obtenido de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Pacheco y Cabrera. (Mayo de 2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Redalyc.org*, 7(2), 47-54.
- Perdomo y Barbazán. (s.f.). *Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad: Nitrogeno*. Universidad de la Republica, Facultad de Agronomía, Montevideo.
- Pinzón y Vera . (30 de Marzo de 2009). Modelameinto de la cinética de bioadsorción Cr (III) usando cáscara de naranja. *Scielo*. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/dyna/v76n160/a09v76n160.pdf>
- Qian Lu,et al. (Mayo de 2019). A novel approach of using zeolite for ammonium toxicity mitigation and value-added Spirulina cultivation in wastewater. *Bioresource*

Technology, 280, 127-135. Obtenido de
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.042>

Raí. (s.f.).

Resolución No. 0883 (18 de Mayo de 2018).

Roberto Candia B y Gianella Caiozzi A. (2005). Intervalos de confianza. *Revista médica de Chile*, 133, 1111-1115.

Rojas y Sierra. (2016). *Evaluación del uso de cascarilla de laminación como agregado fino en la elaboración de concreto convencional*. Universidad EAFIT, Escuela de Ingeniería, Medellín. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/159381453.pdf>

Ruiz, C. C. (s.f.). *Slide Player*. Obtenido de <https://slideplayer.es/slide/5520029/>

SGM. (s.f.). *Salinity Management Guide*. Obtenido de
http://www.salinitymanagement.org/Salinity%20Management%20Guide/ls/ls_3d.html

Sociedad Española de Bioquímica y Patología Molecular. (2007). *Recomendaciones para la utilización de la determinación de amonio en plasma en el Laboratorio Clínico*.

StuDou. (s.f.). *StuDou*. Obtenido de <https://www.studocu.com/es/document/universidad-francisco-de-paula-santander/genetica-animal/trabajo-tutorial/prueba-del-chi-cuadrado/4949470/view>

Suarez, S. A. (2018). *Desarrollo de un procedimiento para la elaboración de geopolimeros optimizados*. Escuela de ingeniería civil, Universidad pedagógica y tecnológica de Colombia, Tunja.

Tejada, Villabona y Garcés. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando material de origen biológico. *Tecno Lógicas*, 18(34), 109-123. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/teclo/v18n34/v18n34a10.pdf>

UCM. (s.f.). *Universidad Complutense Madrid*. Obtenido de
<http://webs.ucm.es/info/Geofis/practicas/errores.pdf>

UJAT. (s.f.). *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*. Obtenido de
<https://sites.google.com/site/estadisticadm/b-organizacion-y-presentacon-de-datos/b-4-medidas-de-dispersion>

Universidad de Alcalá. (s.f.). CATABOLISMO DE AMINOÁCIDOS. Alcalá. Obtenido de
http://www3.uah.es/bioquimica/Tejedor/BBM-II_farmacia/T14-C-urea.pdf

Universidad de Alcalá. (s.f.). *Universidad de Alcalá*. Obtenido de
http://www3.uah.es/edejesus/resumenes/IQI/tema_5.pdf

Universidad de Salamanca. (s.f.). *Universidad de Salamanca*. Obtenido de
http://aulavirtual.usal.es/aulavirtual/demos/simulacion/modulos/curso/uni_03/u3c3s6.htm

UPME . (2018). *Realizar un análisis del potencial de reutilización de minerales en colombia y definir estrategias orientadas a fomentar su aprovechamiento por parte de la industria en el país bajo el enfoque de economía circular contrato*

interadministrativo ci-049-2018. Universidad Industrial de Santander, Unidad de Planeación Minero.

Vargas, N. A. (2018). *Adsorción de colorantes catiónicos en soluciones acuosas por perlas de alginato de calcio con maghemita*. Universidad Peruana Cayetano Heredia, Escuela de Posgrado, Lima. Obtenido de http://repositorio.upch.edu.pe/bitstream/handle/upch/6426/Adsorcion_CuizanoVargas_Norma.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Anexos

Anexo A. Código de Matlab para la obtención del coeficiente de determinación.

Se presenta el código con el cual se realizó la linealización de las isothermas de Freundlich y Langmuir, adicionalmente genero la ecuación de la recta, gráfica de la isoterma y el coeficiente de determinación.

Código A- 1.

Determinación de las isothermas de adsorción.

```

%%DATOSSSSSS
y=[-1.886 -1.945 -2.015]% Qe
x=[1.252 1.437 1.553];% Ce
n=1
%%DATOSSSSSS
%%%%%%%%%%
t=1;
A(1,1)=length(x);
for i = 2:(n+1) %filas
    A(i)=sum(x.^t);
    t=t+1;
end
t2=1;
for i = 2:(n+1) %filas
    for j=1:(n+1) %columnas
        A(i,j)=sum(x.^t2);
        t2=t2+1;
    end
end
t2=t2-n;
end

r=0;
for k=1:(n+1)
    B(k)=sum((x.^r).*(y));
    r=r+1;
end

if (det(A)>0)
    n = length(B);
    for i = 1:n
        C = A;
        C(:,i) = B;
        re(i)=det(C)/det(A);
    end
else
    disp('Determinante es 0')
end

u1=0;
value=0;
data=0;
for v=1:length(x)

```

```

    for u=1:(n)
        data=re(u).*((x(v))^(u1));
        value=data+value;
        u1=u1+1;
    end
    y1(v)=value;
    u1=0;
    data=0;
    value=0;
end

plot(x,y,'*') %alteriscos son los datos
hold on
plot(x,y1) %la que se acomoda a la interpolacion
grid on
ylabel ('Titulo eje y')
xlabel ('Titulo eje x')
title ('Titulo de la tabla') %Cambia el nombre de la grafica

sr=0;
st=0;
for i=1:length(x)
    sr=(y(i)-y1(i))^2+sr;
    st=(y(i)-mean(y))^2+st;
end

fprintf('y1(x)=');
for p=1:(n)
    fprintf(' (%2.4f)*x^(%2d) ',re(p),(p-1));
    fprintf('+');
end
fprintf('\n');
fprintf('sr: %2.4f \n',sr);
fprintf('st: %2.4f \n',st);
r=(st-sr)/st;
fprintf('r: %2f \n',r);

```


Anexo B. Código estadístico de Matlab.

A continuación, se presenta el código utilizado en Software de Matlab implementado en el cálculo estadístico del error.

Código B- 1.

Análisis estadístico del error

```

%%%datos-----
ce = [];
qe = [];
%-----
syms x;
%Ecuacion Freundix
%qe=kf*ce^(1/n);
kf=0.042442406;
n=2.390057361;
f=kf*(x^(1/n));
%-----
% Ecuacion de Laugmi
% kl=0.001083729;
% qm=0.136867048;
% f=(qm*kl*x)/(1+(kl*x));
%-----
% %Seudo segundo orden
% %datos
% qe=[]; %t/qt
% ce=[]; %tiempo
% %
% k=43.7391;
% Q=0.0012; %qe
% % f=((Q^2)*k*x)/(1+(k*x*Q));
% %f=(k*Q*Q*x)/((k*Q*x)+1);

%Guardar los valores de ce en un vector
y1=[];
for i = 1:length(ce)
    y1(i)=subs(f,x,ce(i));
end
%Fin guardar valores-----

% %MAPE
Ea=[];
Sea=0;
for u = 1:length(ce)
Ea(u)=100*abs((qe(u)-y1(u))/qe(u));
Sea=Sea+Ea(u);
end
REa=(Sea)/length(qe);
fprintf('MAPE: %2f \n',REa);
%fin MAPE
% %Suma de errores cuadrados SSE-----
sse=[];

```

```

RSSE=0;
for u = 1:length(qe)
sse(u)=( (qe(u)-y1(u))^2);
RSSE=RSSE+sse(u);
end
fprintf('Suma de errores cuadrados: %2f \n',RSSE);
% %-----
% %SAE
sae=[];
RSAE=0;
for u = 1:length(ce)
sae(u)=abs( (y1(u)-qe(u)));
RSAE=RSAE+sae(u);
end
fprintf('Suma de errores absolutos: %2f \n',RSAE);
%-----
%error cuadratico medio
ecm=[];
RECM=0;
for u = 1:length(ce)
ecm(u)=( (qe(u)-y1(u))^2);
RECM=RECM+ecm(u);
end
Vn=RECM/length(ce);
RRECM=sqrt(Vn);
fprintf('Error cuadratico medio: %2f \n',RRECM);
%-----
%chi cuadrado
chi=[];
RCHI=0;
for u = 1:length(qe)
chi(u)=( (qe(u)-y1(u))^2)/y1(u);
RCHI=RCHI+chi(u);
end
fprintf('Chi: %2f \n',RCHI);
%-----
%%dma
dma=[];
RDMA=0;
for u = 1:length(qe)
dma(u)=abs(qe(u)-y1(u));
RDMA=RDMA+dma(u);
end
RRDMA=(RDMA/length(qe));
fprintf('DMA: %2f \n',RRDMA);
% %%%
%Error relativo
vRE=[];
sRE=0;
for u = 1:length(qe)
ER=(y1(u)-qe(u))/y1(u);
sRE=ER+sRE;
end
TsRE=sRE*100;
fprintf('Error relativo: %2f \n',TsRE);

```

Anexo C. Especificaciones del electrodo

Según la marca del electrodo Oakton se muestra la imagen la cual presentan las características del electrodo

Figura C- 1.

Especificaciones del electrodo

Especificaciones				
Modo	Ion	mV	pH	Temperatura
Rango	0.01 a 1999 unidades	-500 a +500 mV	0.00 a 14.00 pH	0.0 a 100.0°C
Resolución	0.01 de unidad (0.01 a 0.99 unidades), 0.1 de unidad (0.1 a 199.9 unidades), 1 unidad (200 a 1999 unidades)	0.1 mV hasta ±199.9 mV, 1 mV más allá de ±200 mV	0.01 pH	0.1°C
Exactitud	±1% escala completa	±0.2 mV hasta ±199.9 mV, ±2 mV más allá de ±200 mV	±0.01 pH	±0.5°C
Calibración	2 o 3 puntos; 0.1, 1, 10, 100 ppm (mínimo 2 puntos)	No disponible	Hasta 3 valores de sol. buffer, desde el estándar de EE.UU. o dos juegos de soluciones, auto-reconocimiento de búfer	incrementos de 0.1°C de compensación (Offset)

Pendiente mínima durante la calibración de ion:
 40 mV/década para iones monovalentes;
 20 mV/década para iones divalentes
Rango de pendiente de pH (solo Ion 6): 80 a 120%
Compensación de temperatura (solo Ion 6): manual o automática desde 0.0 a 100.0°C
Temperatura de operación: 0 a 50°C (32 a 122°F)
Alimentación: Cuatro pilas AAA de 1.5 V (incluidas), >200 horas de uso continuo

Dimensiones
Medidor: 14 cm L x 7 cm W x 3.5 cm H (5½" x 2¾" x 1¾")
Empacado: 23.5 cm L x 16.5 cm W x 7.5 cm H (9¼" x 6½" x 3")
Peso
Medidor: 0.4 kg (0.9 lb); **Empacado:** 0.5 kg (1 lb)

ISO 9001:2000 PROVEEDOR CERTIFICADO CE 3 años garantía Sólo medidor

Nota. Adoptado de "OAKTON INSTRUMENTS Catalogo 2011/12" OAKTON, 2011 Recuperado https://issuu.com/labincorp/docs/catalogo_en_espanol_oakton

Anexo D. Especificación del equipo de microscopio de barrido.

Microscopio Electrónico de Barrido FEG (Field Emission Gun) QUANTA FEG 650, las imágenes fueron tomadas con las siguientes características: alto vacío y voltaje de aceleración 15kV. El detector para imágenes:

- Electrones secundarios (SE): Everhart Thornley detector ETD (para observar morfología).
- Electrones retrodispersados (BSE): Back scattered electrón detector (BSED) tipo SSD (para observar variaciones de composición).

Para Análisis Químico:


- Voltaje de aceleración 15Kv

Detector EDAX APOLO X resolución de 126.1 eV (en. Mn K α) para realizar análisis EDS (Energy-Dispersive Spectroscopy). Software EDX Genesis. información semi-cuantitativa de los elementos químicos.

Anexo E. Resultados de Laboratorio de Estudios Ambientales

Figura E- 1.

Resultados fisicoquímicos de la muestra de la Quebrada Menzuly

 <p>Universidad Pontificia Bolivariana SECCIONAL BUCARAMANGA Vigilada Mineducación</p>	<p>FORMATO REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO Laboratorio de Estudios Ambientales Código: II-FO-070 Versión: 08</p>
--	---

Reporte No: 118-019

1. DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA					
Cliente:	PROYECTO DE INVESTIGACIÓN N° 027-0718-9560				
Dirección:	Km 7 VIA PIEDECUESTA				
Lugar de Muestreo:	QUEBRADA MENZULY AGUAS ARRIBA	Plan de muestreo:	NA		
Tipo de muestra:	AGUA SUPERFICIAL	Responsable del muestreo:	EL CLIENTE		
Código de muestra:	118	Coordenadas Geográficas			
Fecha de Muestreo:	2019-10-28	Norte: NA	Oeste: NA	Altitud(msnm): NA	
Fecha de Recepción:	2019-10-28	Tipo de muestreo			
Fecha de Reporte:	2019-11-28	Simple:		Compuesto:	X
				Integrado:	

2. REPORTE DE RESULTADOS

Normatividad que aplica: Res. 0631 de 2015 X Decreto 1575 de 2007 ___ Otro: _____

Procedimiento para toma de muestras II-PC-043.

VARIABLE	UNIDADES	RESULTADO	LCM	FECHA DE ANALISIS	MÉTODO
DBC ₅	mg O ₂ /L	7,04	5,00	2019-10-28 – 2019-11-02	SM 5210 B, ASTM D888-12 C
Fosforo Total	mg P/L	1,17	0,150	2019-11-19	SM 4500-P B, E
Grasas y Aceites	mg GyA/L	<10,0	10,0	2019-11-19	SM 5520 B
Nitrógeno Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	<5,0	5,00	2019-11-18	SM 4500-NH ₃ B, C
Nitrógeno Kjeldahl	mg N/L	5,54	5,00	2019-11-18	SM 4500-Norg C - SM 4500 NH ₃ B, C

LCM: Límite de cuantificación del método

3. OBSERVACIONES

El muestreo fue realizado por el cliente. El día 28-10-2019. La composición de las muestras se realizó a las 11:48.

Condiciones de recepción de la muestra: Muestras se refrigeran en el laboratorio por su cercanía al punto de muestreo y son preservadas en el laboratorio por orden del cliente para Grasas y Aceites, Fosforo y Nitrógeno.

Nota. Obtenido del Laboratorio de Estudios Ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana

Imagen E- 2.*Resultados fisicoquímicos de la muestra de la PTAR- UPB.*

	FORMATO REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO Laboratorio de Estudios Ambientales Código: II-FO-070 Versión: 08
---	--

Reporte No: 119-019

1. DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA							
Cliente:	PROYECTO DE INVESTIGACIÓN N° 027-0718-9560						
Dirección:	Km 7 VIA PIEDECUESTA						
Lugar de Muestreo:	EFLUENTE – PTAR UPB				Plan de muestreo:	NA	
Tipo de muestra:	AGUA RESIDUAL DOMESTICA		Responsable del muestreo:	EL CLIENTE			
Código de muestra:	119	Coordenadas Geográficas					
Fecha de Muestreo:	2019-11-05	Norte: NA	Oeste: NA	Altitud(msnm): NA			
Fecha de Recepción:	2019-11-05	Tipo de muestreo					
Fecha de Reporte:	2019-11-28	Simple:		Compuesto:	X	Integrado:	

2. REPORTE DE RESULTADOS

Normatividad que aplica: Res. 0631 de 2015 X Decreto 1575 de 2007 ___ Otro: _____

Procedimiento para toma de muestras II-PC-043.

VARIABLE	UNIDADES	RESULTADO	LCM	FECHA DE ANALISIS	MÉTODO
DBO ₅	mg O ₂ /L	41,3	5,00	2019-11-07 – 2019-11-12	SM 5210 B, ASTM D888-12 C
Fosforo Total	mg P/L	10,1	0,150	2019-11-19	SM 4500-P B, E
Grasas y Aceites	mg GyA/L	15,1	10,0	2019-11-19	SM 5520 B
Nitrógeno Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	96,5	5,00	2019-11-18	SM 4500-NH ₃ B, C
Nitrógeno Kjeldahl	mg N/L	113	5,00	2019-11-18	SM 4500-Norg C - SM 4500 NH ₃ B, C

LCM: Límite de cuantificación del método

3. OBSERVACIONES

El muestreo fue realizado por el cliente. El día 2019-05. La composición de las muestras se realizó a las 4:44 Pm

Condiciones de recepción de la muestra: Muestras se refrigeran en el laboratorio por su cercanía al punto de muestreo y son preservadas en el laboratorio por orden del cliente para Grasas y Aceites, Fosforo y Nitrógeno.

AF-FO-070 1 de 2

LABORATORIO DE ESTUDIOS AMBIENTALES - UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA SECCIONAL BUCARAMANGA
 Autopista Piedecuesta Km 7 / Edificio K / Oficina 614 / Teléfono (057) (7) 679 62 20 ext.: 20172-20570 / Celular: 301 240 93 12 / E-mail: lea.bgs@upb.edu.co
www.upb.edu.co / Colombia / Suramérica

Nota. Obtenido del Laboratorio de Estudios Ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana.

Anexo F. Resultados de remoción de amonio a diferentes pH

En este anexo se parecía los resultados de remoción de amonio a diferentes pH utilizando 0.01 g de geopolímero, adicionalmente se utilizaron 2 rangos de concentración inicial de amonio: 100 mg/L y 50 mg/L.

Tabla F- 1

Remoción de amonio con Ci de 100 mg/L

pH	Ci: 100 mg/L													
	Remoción (%)													
	Tiempo (h)													
	0.083	0.16	0.25	0.33	0.416	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	
10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.67	15.00	0.00	17.17	20.93	14.53	0.00	
9	1.70	0.00	1.98	6.78	4.68	8.24	0.00	2.89	0.00	0.00	0.00	0.28	2.03	
8	0.00	0.00	0.00	3.09	2.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.10	4.20	
7	0	2.99	3.27	6.47	6.55	1.93	9.34	1.31	7.70	5.02	4.94	0.00	4.76	
6	11.72	7.62	7.31	8.53	7.76	17.10	6.07	0.00	4.25	6.07	4.33	5.25	5.17	
5	9.38	2.67	0.26	1.87	2.20	2.74	5.04	1.59	3.54	5.26	3.33	3.02	5.43	
4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.43	1.01	0.00	0.00	1.05	1.08	0.00	
3	4.76	2.00	3.03	0.43	1.64	2.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

Tabla F- 2

Remoción de amonio con Ci de 50 mg/L

pH	Ci: 100 mg/L													
	Remoción (%)													
	Tiempo (h)													
	0.083	0.16	0.25	0.33	0.416	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	
10	11.11	0.00	0.00	4.27	0.00	0.00	4.27	0.00	42.53	33.64	30.28	0.00	64.32	
9	10.06	4.15	9.12	3.81	6.60	6.09	14.65	5.96	13.89	13.98	17.86	24.64	19.66	
8	1.26	1.87	1.23	0.50	1.53	0.00	0.00	0.00	0.77	0.20	2.79	4.60	3.27	
7	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63	0.00	0.21	0.63	7.41	3.08	8.13	
6	3.10	0.00	0.00	0.00	0.00	3.27	1.60	7.63	6.78	7.80	5.58	6.55	5.63	
5	7.04	2.41	4.47	5.79	4.20	5.57	-0.23	0.65	6.90	2.73	0.00	0.00	0.98	
4	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	
3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.17	3.87	0.63	0.00	0.98	0.00	0.00	

Anexo G. Remoción de amonio con diferentes concentraciones iniciales.

En la presente fase se presenta la remoción en porcentaje de amonio en diferentes concentraciones iniciales de amonio, implementado tres dosis de geopolímero con variación de pH.

Tabla G- 1

Remoción de amonio sin pH en concentraciones iniciales

Sin modificación de pH					
Tiempo (h)					
Ci: 5 mg/L					
GP (mg)	1	2	3	3.5	4
0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.1	53.43	77.52	82.80	84.01	86.36
1	99.49	93.09	96.36	97.98	99.10
Ci: 15 mg/L					
0.01	19.54	9.52	19.30	0.00	0.00
0.1	17.65	29.17	26.53	59.61	28.25
1	90.47	78.22	73.05	82.92	89.30
Ci: 25 mg/L					
0.01	0.00	5.02	2.39	0.00	1.26
0.1	15.79	3.03	0.00	0.00	6.46
1	63.84	31.67	67.66	65.37	70.78
Ci: 50 mg/L					
0.01	2.19	0.00	0.00	0.00	5.44
0.1	23.08	0.00	8.64	0.00	0.00
1	64.35	69.79	64.02	50.09	48.33
Ci: 75 mg/L					
0.01	0.00	0.00	2.44	4.56	0.00
0.1	0.00	0.00	0.00	3.23	0.00
1	57.34	61.86	52.98	25.64	34.48
Ci: 100 mg/L					
0.01	0.00	13.49	17.44	8.47	12.59
0.1	0.00	0.00	8.86	0.00	0.00
1	44.48	52.17	43.96	47.31	14.94

Tabla G- 2

Remoción a un pH de 9 en diferentes concentraciones iniciales

pH 9					
Tiempo (h)					
Ci: 5 mg/L					
GP (mg)	1	2	3	3.5	4
0.01	0.00	0.00	0.00	4.76	0
0.1	21.94	12.38	40.33	70.45	0.00
1	30.62	40.85	30.67	37.50	9.09
Ci: 15 mg/L					
0.01	4.35	23.33	10.48	0.00	12.76

0.1	35.96	24.32	38.56	27.59	36.36
1	12.50	0.00	0.00	0.00	0.00
Ci: 25 mg/L					
0.01	8.58	17.82	0	0	0
0.1	0.00	0.00	7.84	31.67	37.42
1	12.80	4.76	0.00	0.00	0.00
Ci: 50 mg/L					
0.01	26.97	13.04	17.17	31.43	33.33
0.1	3.93	0.00	0.00	0.00	0.00
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ci: 75 mg/L					
0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
0.1	0.00	0.00	0.00	3.23	0.00
1	12.86	0.00	0.00	0.00	0.00
Ci: 100 mg/L					
0.01	0.00	7.08	0.31	0.00	0.00
0.1	0.00	0.00	8.86	0.00	0.00
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tabla G- 3*Remoción de amonio con pH de 10 en diferentes CI.*

pH 10						
Tiempo (h)						
Ci: 5 mg/L						
GP (mg)	1	2	3	3.5	4	
0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
0.1	0.00	24.17	33.33	23.03	5.56	
1	15.69	70.67	50.00	0.00	0.00	
Ci: 15 mg/L						
0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	11.11	
0.1	42.22	0.00	0.00	0.00	0.00	
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Ci: 25 mg/L						
0.01	1.75	19.19	7.69	8.64	11.11	
0.1	0.00	0.00	12.50	13.89	0.00	
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0	
Ci: 50 mg/L						
0.01	0.00	0.00	0.00	6.67	0.00	
0.1	2.90	0.00	0.00	0.00	0.00	
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Ci: 75 mg/L						
0.01	0.00	20.34	3.57	0.00	5.75	
0.1	67.78	0.00	0.00	1.33	0.00	
1	4.87	0.00	0.00	0.00	0.00	
Ci: 100 mg/L						
0.01	0.00	7.08	0.31	0.00	0.22	
0.1	0.00	0.00	0.00	0.00	4.35	
1	0.00	15.15	0.00	0.00	0.00	

Anexo H. Porcentaje de amónico en solución de acuerdo con el pH y temperatura.

A continuación, se presenta una tabla que explica el porcentaje de conversión de amoniaco en una solución en función de la temperatura y el pH, según los autores (Emerson, Russo y Thurson, 1975)

Tabla H- 1

Conversión del amoniaco a diferentes pH y temperaturas

pH	Temperature (°C)														
	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32
7.0	0.11	0.13	0.16	0.18	0.22	0.25	0.29	0.34	0.39	0.46	0.52	0.60	0.69	0.80	0.91
7.2	0.18	0.21	0.25	0.29	0.34	0.40	0.46	0.54	0.62	0.82	0.83	0.96	1.10	1.26	1.44
7.4	0.29	0.34	0.40	0.46	0.54	0.63	0.73	0.85	0.98	1.14	1.31	1.50	1.73	1.98	2.26
7.6	0.45	0.53	0.63	0.73	0.86	1.00	1.16	1.34	1.55	1.79	2.06	2.36	2.71	3.10	3.53
7.8	0.72	0.84	0.99	1.16	1.35	1.57	1.82	2.11	2.44	2.81	3.22	3.70	4.23	4.82	5.48
8.0	1.13	1.33	1.56	1.82	2.12	2.47	2.86	3.30	3.81	4.38	5.02	5.74	6.54	7.43	8.42
8.2	1.79	2.10	2.45	2.86	3.32	3.85	4.45	5.14	5.90	6.76	7.72	8.80	9.98	11.29	12.72
8.4	2.80	3.28	3.83	4.45	5.17	5.97	6.88	7.90	9.04	10.31	11.71	13.26	14.95	16.78	18.77
8.6	4.37	5.10	5.93	6.88	7.95	9.14	10.48	11.97	13.61	15.41	17.37	19.50	21.78	24.22	26.80
8.8	6.75	7.85	9.09	10.48	12.04	13.76	15.66	17.73	19.98	22.41	25.00	27.74	30.62	33.62	36.72
9.0	10.30	11.90	13.68	15.65	17.82	20.18	22.73	25.46	28.36	31.40	34.56	37.83	41.16	44.53	47.91
9.2	15.39	17.63	20.08	22.73	25.58	28.61	31.80	35.12	38.55	42.04	45.57	49.09	52.58	55.99	59.31
9.4	22.38	25.33	28.47	31.80	35.26	38.84	42.49	46.18	49.85	53.48	57.02	60.45	63.73	66.85	69.79
9.6	31.36	34.96	38.38	42.49	46.33	50.16	53.94	57.62	61.17	64.56	67.77	70.78	73.58	76.17	78.55
9.8	42.00	46.00	50.00	53.94	57.78	61.47	64.99	68.31	71.40	74.28	76.92	79.33	81.53	83.51	85.30
10.0	53.44	57.45	61.31	64.98	68.44	71.66	74.63	77.35	79.83	82.07	84.08	85.88	87.49	88.92	90.19
10.2	64.53	68.15	71.52	74.63	77.46	80.03	82.34	84.41	86.25	87.88	89.33	90.60	91.73	92.71	93.58

Nota. Recuperado de “Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature”, Emerson, K, Russo, R y Thurston, R., 1975, Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32 (12), p.2379-2383.

Anexo I. Remoción de amonio en diferentes clases de agua.

Se presenta los resultados de la remoción en agua cruda y en agua residual utilizando el geopolímero Tipo B, en diferentes diluciones y cantidad de geopolímero.

Tabla I- 1

Remoción de amonio en agua cruda con 0.1 g de geopolímero

Remoción (%) en agua cruda					
Dilución (%)	Tiempo (h)				
	1	2	3	3.5	4
10	17.708	16.901	0.663	4.827	8.797
30	20.952	63.333	10.145	9.091	0.000
70	56.082	52.500	43.798	42.294	32.505

Tabla I- 1

Remoción de amonio en agua residual con 0.1 g de geopolímero

Remoción (%) en agua cruda					
Dilución (%)	Tiempo (h)				
	1	2	3	3.5	4
10	3.971	2.404	0	0.616	0
30	8.654	3.462	1.626	6.827	6.068
70	6.497	10.914	9.298	12.562	5.853

Tabla I- 2

Remoción de amonio en agua cruda con 1 g de geopolímero

Remoción (%) en agua cruda										
Dilución (%)	Tiempo (h)									
	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5
10	82.39	77.20	84.07	88.89	92.22	78.16	70.24	83.33	84.44	74.07
30	73.33	72.63	72.98	25.79	19.30	59.52	71.82	59.52	55.56	69.52
70	0.00	0.00	0.00	33.33	10.00	46.67	36.19	20.83	23.33	24.24

Tabla I- 3

Remoción de amonio en agua residual con 1 g de geopolímero

Remoción (%) en agua residual										
Dilución (%)	Tiempo (h)									
	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5
10	14.36	18.78	19.24	8.18	14.13	9.23	14.79	8.05	10.89	14.51
30	14.92	12.78	19.06	18.01	26.23	29.00	27.46	18.68	11.37	12.39
70	38.46	48.07	50.66	49.90	47.10	41.20	52.85	52.39	44.01	51.41

Anexo J. Resultados de Qt.

En el presente anexo se muestra los resultados del cálculo de Qt en diferentes pH, cantidades de geopolímero y calidades de agua, según su clasificación de orden.

Tabla J- 1

Resultados de Qt en agua destilada con solución de amonio

Agua destilada con solución de amonio					
Orden A, 0.1 g de GP sin modificación de pH					
Tiempo (min)					
Ci (mg)	60	120	180	210	240
15	0.134	0.133	0.132	0.139	0.137
25	0.378	0.404	0.406	0.406	0.405
50	0.039	0.077	0.077	0.077	0.077
75	0.067	0.065	0.068	0.064	0.062
100	0.606	0.624	0.578	0.619	0.604
Orden B, 0.1 g de GP pH= 9					
25	0.454	0.481	0.482	0.485	0.485
50	0.039	0.077	0.077	0.077	0.077
75	0.059	0.056	0.056	0.057	0.056
100	0	0.000	0.372	0.378	0.381
Orden C, 0.1 g de GP pH= 10					
5	0.0033	0.0039	0.0040	0.0040	0.0041
15	0.00249	0.00119	0.00132	0.00149	0.00127
25	0.071	0.073	0.074	0.074	0.074
50	0.102	0.141	0.145	0.146	0.146
75	0.014	0.014	0.013	0.014	0.013
100	0	0.019	0.018	0.019	0.022
Orden D, 1 g de GP sin modificación de pH					
5	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044
15	0.0365	0.0369	0.0370	0.0370	0.0370
25	0.044222	0.044383	0.044385	0.044408	0.044402
50	0.0127	0.0137	0.0141	0.0142	0.0142
75	0	0.0113	0.0107	0.0121	0.0122
100	0.0007	0.0034	0.0062	0.0089	0.0091
Orden E, 1 g de GP pH= 9					
5	0.0143	0.0147	0.0148	0.0148	0.0148
15	0.0024	0.0031	0.0031	0.0031	0.0031
25	0	0.0042	0.0045	0.0045	0.0046
50	0.0317	0.0356	0.0360	0.0360	0.0352
75	0.0189	0.0240	0.0257	0.0257	0.0256
100	0.0084	0.0136	0.0148	0.0148	0.0145
Orden F, 1 g de GP pH= 10					
5	7.E-05	1.E-04	1.E-04	1.E-04	1.E-04
15	0	1.E-04	1.E-04	1.E-04	1.E-04
25	0.0012	0.0013	0.0014	0.0014	0.0014

50	0.0068	0.0069	0.0072	0.0071	0.0070
75	0.0003	0.0023	0.0022	0.0022	0.0022
100	0	0	0.00223	0.00248	0.00247

Tabla J- 2

Resultados de Q_t en agua de la Quebrada Menzuly

Orden G, Quebrada Menzuly										
Dilución (%)	Tiempo (min)									
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300
10	2.E-04	8.E-05	2.E-04	3.E-04	3.E-04	3.E-04	3.E-04	4.E-04	4.E-04	3.E-04
50	6.E-05	4.E-05	2.E-06	7.E-06	3.E-05	8.E-05	9.E-05	9.E-05	1.E-04	1.E-04
70	4.E-05	4.E-05	5.E-05	5.E-05	4.E-05	5.E-05	4.E-05	4.E-05	3.E-05	3.E-05

Tabla J- 3

Resultados de Q_t en agua residual de la PTAR- UPB

Orden H, PTAR-UPB										
Dilución (%)	Tiempo (min)									
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300
10	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02	1.E-02
50	7.E-03	7.E-03	9.E-03	1.E-02	2.E-02	2.E-02	2.E-02	2.E-02	1.E-02	2.E-02
70	3.E-03	4.E-03	5.E-03	5.E-03	1.E-02	8.E-03	6.E-03	8.E-03	4.E-03	4.E-03

Anexo K. Equilibrio de las isotermas.

Se muestra los resultados de los diferentes ordenes en estado de equilibrio, es decir en Ce y Qe.

Tabla K- 1

Equilibrio de isoterma en con 0.1 g de geopolímero

0,1 g de geopolímero						
Ci (mg/L)	Sin modificación de pH		pH 9		pH 10	
	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)
5	0.11	0.009	-	-	0.04	0.004
15	1.7	0.14	-	-	0.21	0.002
25	1.07	0.407	0.95	0.485	0.28	0.074
50	0.99	0.164	0.068	0.077	0.3	0.145
75	1.77	0.064	0.52	0.058	0.017	0.014
100	12.03	0.625	1.8	0.038	1.57	0.022

Tabla K- 2

Equilibrio de isoterma en con 1 g de geopolímero

0,1 g de geopolímero						
Ci (mg/L)	Sin modificación de pH		pH 9		pH 10	
	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)
5	0.11	0.044	0.21	0.014	0.01	0.00013
15	0.13	0.037	0.13	0.003	0.01	0.00011
25	0.22	0.044	0.68	0.005	0.12	0.0013
50	1.27	0.014	1.9	0.037	0.91	0.0071
75	1.93	0.012	2.07	0.026	0.3	0.0022
100	1.47	0.009	2.47	0.014	0.82	0.0024

Tabla K- 3

Equilibrio de isoterma en agua cruda

Quebrada Menzuly		
Dilución (%)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)
10	0.02	0.00035
50	0.026	0.0001
70	0.04	0.00004

Tabla K- 4

Equilibrio de isoterma en agua residual

Quebrada Menzuly		
Dilución (%)	Ce (mg/L)	Qe (mg/g)
10	17.866	0.014
50	27.333	0.017
70	35.766	0.013

Anexo L. Resultados de las isotermas.

Se muestra en las siguientes tablas los resultados de las isotermas de Langmuir y Freundlich con sus respectivas constante en cada orden.

Tabla L- 1

Los Resultados de las isotermas Langmuir y Freundlich en diferentes órdenes

Langmuir						
Orden	Ecuación	R²	m	B	Kl (L/mg)	al
A	$y = 12.2469 x - 0.9372$	0.979	12.247	0.937	0.082	0.077
B	$y = - 1.4601 x + 22.9406$	0.709	1.460	22.941	0.685	15.712
C	$y = 8.9743 x + 2.8060$	0.915	8.974	2.806	0.111	0.313
B	$y = -6.5774 x + 81.1137$	0.975	-6.577	81.114	0.152	12.332
E	$y = 175.5440 x - 34.9041$	0.912	175.544	34.904	0.006	0.199
F	$y = 75.0657 x + 183.4770$	0.999	75.066	183.477	0.013	2.444
G	$y = 1211.45 x - 30290.386$	0.905	1211.450	30290.390	0.001	25.003
H	$y = -922.74 x + 126.2927$	0.917	922.740	126.293	0.001	0.137
Freundlich						
Orden	Ecuación	R²	m	B	Kf (mg/L)	al
A	$y = 0.8809x - 1.2204$	0.966	0.881	-1.220	0.060	1.135
B	$y = -0.2318 x - 1.2933$	0.940	-0.232	-1.293	0.051	4.314
C	$y = 0.7072 x - 0.6058$	0.924	0.707	-0.606	0.248	1.414
B	$y = -0.5156 x - 1.8826$	0.959	-0.516	-1.883	0.013	1.939
E	$y = 0.7061 x - 1.8738$	0.818	0.706	-1.874	0.013	1.416
F	$y = 0.8886x - 2.1282$	0.996	0.889	-2.128	0.007	1.125
G	$y = 3.6440 x + 1.6979$	0.993	3.644	1.698	49.877	0.274
H	$y = -0.4184 x - 1.357$	0.968	-0.418	-1.357	0.044	2.390

Anexo M. Eficiencia de adsorción.

Tabla M- 1

Resultados de eficiencia en los diferentes órdenes

Concentración	Co	Ce	E	Promedio (%)
Sin modificación de pH 0.1 g				
5	1.825	0.11	93.973	94.936
15	28.2	1.7	93.972	
25	81.94	1.07	98.694	
50	33.28	0.99	97.025	
75	14.64	1.77	87.910	
100	127.66	2.5	98.042	
9 pH y 0.1 g				
25	97.96	0.95	99.030	96.505
50	15.53	0.14	99.099	
75	12.3	1.00	91.843	
100	78	2.36	96.966	
10 pH y 0.1 g				
5	0.906	0.04	95.585	86.382
15	0.46	0.21	54.348	
25	14.76	0.28	98.103	
50	29.68	0.3	98.989	
75	2.86	0.017	99.406	
100	5.58	1.57	71.864	
Sin modificación de pH y 1 g				
5	87.84	0.11	99.875	96.711
15	74.10	0.13	99.825	
25	89.04	0.22	99.753	
50	29.40	1.27	95.680	
75	26.22	1.93	92.639	
100	19.58	1.47	92.492	
9 pH y 1 g				
5	29.60	0.21	99.291	96.006
15	6.26	0.13	97.923	
25	9.65	0.68	92.953	
50	73.94	1.90	97.430	
75	53.88	2.07	96.158	
100	32.00	2.47	92.281	
10 pH y 1 g				
5	0.28	0.01	96.429	93.337
15	0.24	0.01	95.868	
25	2.76	0.12	95.652	
50	14.68	0.91	93.801	
75	4.84	0.30	93.802	
100	5.28	0.82	84.470	
Dilución		Quebrada		
10%	0.0957	0.02	79.101	87.349
50%	0.215	0.026	87.907	
70%	0.806	0.04	95.037	
Dilución		PTAR		
10%	39.728	17.866	55.029	

50%	62.471	27.333	56.247	48.788
70%	55.1	35.766	35.089	

Anexo N. Resultados de PPO y PSO.

Tabla N- 1

Resultados de los diferentes modelos cinéticos de adsorción

Orden	R ² PPO	R ² PSO	Ecuación PSO	m PSO	b PSO	Qecal (mg/g)	K2 (g/mg×min)
Sin modificación de pH 0.1 g							
15	0.344	0.997	y= 7.1655 x+33.90	7.166	33.906	0.140	1.514
25	0.718	1.000	y= 2.4126 x+ 11.0753	2.413	11.075	0.414	0.526
50	0.632	1.000	y = 6.3012 x - 9.8480	6.301	-9.848	0.159	4.032
75	0.376	0.993	y=16.1910 x- 116.9501	16.191	-116.950	0.062	2.242
100	0.040	0.995	y = 1.6628 x- 1.49	1.663	-1.490	0.601	1.856
9 pH y 0,1 g							
25	0.866	1.000	y = 2.0046 x+ 9.4091	2.005	9.409	0.499	0.427
50	0.610	0.905	y =9.1679 x+ 771.9698	9.168	771.970	0.109	0.109
75	0.651	0.999	y= 18.3188x - 68.6546	18.319	-68.655	0.055	4.888
100	0.885	0.895	y =4.0479x- 321.8826	4.048	-321.883	0.247	0.051
10 pH y 0. 1 g							
5	0.727	0.999	y= 226.7475x +4105.9034	226.748	4105.903	0.004	12.522
15	0.677	0.951	y= 823.9499x - 15521.41	823.950	-15521.415	0.001	43.739
25	0.717	1.000	y =13.4x+ 47.0668	13.401	47.067	0.075	3.815
50	0.920	0.992	y = 5.8814 x+184.5587	5.881	184.559	0.170	0.187
75	0.712	0.998	y= 77.2424 x- 475.9965	77.242	-475.997	0.013	12.535
100	0.773	0.924	y =60.1578 x- 2360.8141	60.158	-2360.814	0.017	1.533
Sin modificación de pH y 1 g							
5	0.380	1.000	y =22.7297 x +12.7983	22.730	12.798	0.044	40.368
15	0.984	1.000	y = 26.9152x +23.3951	26.915	23.395	0.037	30.965
25	0.717	1.000	y=22.4922x+ 6.2542	22.492	6.254	0.044	80.889
50	0.609	1.000	y=67.35x +666.70	67.350	666.700	0.015	6.804

75	0.887	0.937	$y=106.5815x - 4356.8720$	106.582	-4356.872	0.009	2.607
100	0.687	0.757	$y= -312.6164x +90577.9084$	-312.616	90577.908	0.003	1.079
9 pH y 1 g							
5	0.944	1.000	$y =67.02x+146.6260$	67.020	146.626	0.015	30.634
15	0.890	0.996	$y=294.6853x +5601.02$	294.685	5601.026	0.003	15.504
25	0.877	0.946	$y=275.8177x- 11306.069$	275.818	-11306.069	0.004	6.729
50	0.311	0.998	$y = 27.2146 x +175.7391$	27.215	175.739	0.037	4.214
75	0.837	0.997	$y =34.2889x 987.0478$	34.289	987.048	0.029	1.191
100	0.533	0.969	$y=52.5751x +3266.35$	52.575	3266.359	0.019	0.846
10 pH y 1 g							
5	0.795	0.947	$y =4914.13 x +491643.60$	4914.139	491643.610	2.e-04	49.118
15	0.871	0.941	$y =11050.14 x- 448551.48$	11050.140	-448551.485	9.e-05	272.222
25	0.936	1.000	$y =707.77 x+6089.41$	707.777	6089.411	1.e-03	82.265
50	0.150	0.998	$y=139.5908 x +431.32$	139.591	431.321	7.e-03	45.177
75	0.132	0.265	$y=399.04x+171260$	399.041	171260.637	3.e-03	0.930
100	0.816	0.879	$y =627.16 x- 49077.27$	627.159	-49077.280	2.e-03	8.014
Quebrada Menzuly							
10%	0.750	0.449	$y=1493.4770 x+337784.83$	1493.477	337784.836	7.e-04	6.603
50%	0.708	0.936	$y= -55579.84 +18423485.06$	-	18423485.060	2.e-05	167.673
70%	0.264	0.955	$y= 32448.7638 x- 945246.58$	32448.764	945246.583	3.e-05	1113.913
PTAR -UPB							
10%	0.215	0.974	$y =74.1818x +717.0309$	74.182	717.031	1.e-02	7.675
50%	0.259	0.850	$y= 48.9934 x+ 3577.0147$	48.993	3577.015	2.e-02	0.671
70%	0.009	0.849	$y = 125,5973 x- 1387.4909$	125.597	1387.490	8.e-03	11.369

Anexo O. Resultados de calibración.

Se presenta algunos valores de la calibración

Tabla Ñ- 1

Resultados de la calibración del electrodo

Medición	PATRON	-MV	PPM
1	1	95.8	1.4
	10	65	10.3
	100	14	100.9
2	1	98.2	1.4
	10	68.5	11.1
	100	18.7	113.3
3	1	101	1.2
	10	79.4	10.3
	100	20.9	104.4
4	1	98.2	1.4
	10	71.1	10.9
	100	21.1	101.8
5	1	101.2	1.1
	10	75.7	11.3
	100	25.9	105.2
6	1	99	1.4
	10	68.9	11.1
	100	18.8	107
7	1	94.9	1.5
	10	64.7	10.6
	100	15.2	98.6
8	1	98.5	1.1
	10	73.5	10.4
	100	25	97.1
9	1	100.7	1.2
	10	75.7	10.9
	100	23.4	104.7
10	1	102.2	1.1
	10	74.4	10.9
	100	25.6	101.9

