



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO



**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y
BIOTECNOLOGÍA**

CARRERA DE INGENIERÍA BIOQUÍMICA

Tema: Determinación de la cinética de adsorción y curvas de ruptura de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en las sustancias adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba.

Trabajo de Titulación, Modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingeniero Bioquímico, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Autor: Alex Salín Guijarro Padilla

Tutor: Dr.- Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

Ambato – Ecuador

Septiembre 2022

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr.- Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA

Que el presente trabajo de titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Trabajo de Titulación bajo la modalidad de Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería de Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 25 de Julio de 2022

Dr.- Ing Rodny David Peñafiel Ayala

C.I. 1712283520

TUTOR

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Yo, Alex Salin Guijarro Padilla, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniero Bioquímico son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



Alex Salin Guijarro Padilla

C.I. 172354356 - 5

AUTOR

APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Trabajo de Titulación, en la modalidad proyecto de investigación el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Dr. Esteban Mauricio Fuentes Pérez

C.I. 1803321502

Presidente del tribunal

Ing. M.Sc. Daniel Alfonso Cabrera Valle

C.I: 1802561595

MSc. Lander Vinicio Pérez Aldás

C.I.: 1802706596

Ambato 11 de agosto de 2022

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Trabajo de Titulación o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los derechos en líneas patrimoniales de mi Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



Alex Salin Guijarro Padilla

C.I. 172354356 - 5

AUTOR

DEDICATORIA

Dedicado primero al Dios de la vida y del amor que sin Él nada sería posible por ayudarme a ser paciente en los momentos difíciles.

A mis padres Salin Abelardo y Liza María quienes supieron animarme y comprenderme en todo este largo trayecto en los que fueron mi pilar anímico brindándome a cada momento su amor y apoyo incondicional.

A mis hermanos Michael y Angeline, han sabido dar una palabra de aliento en los momentos más justos.

A mi apoyo incondicional Gabriela que ha sido mi motivación e inspiración principal para seguir adelante en este bello viaje que es la vida.

Y a mis maestros por todo lo que me han enseñado, por su paciencia y por confiar en mí.

AGRADECIMIENTO

A mi Dios por darme fuerza, salud y permitirme llegar hasta este momento en compañía de mi familia.

Agradezco a mi madre Liza María por ser el pilar principal en este largo camino, a pesar de las dificultades que se han presentado a sabido guiarme con su amor, paciencia y apoyo incondicional permitiéndome cumplir una meta más en mi vida al inculcarme bases de responsabilidad y deseos de superación. A mi padre por todo el esfuerzo y sacrificio que ha realizado para que pueda culminar mis estudios. A mis hermanos por siempre confiar en mí, ser mis cómplices, nunca dejarme solo y siempre estar prestos a ayudarme incondicionalmente.

Un agradecimiento especial al Dr.- Ing. Rodny David Peñafiel Ayala por sus conocimientos, orientación y profesionalismo que han permitido la realización del presente trabajo de investigación con satisfacción.

A la Universidad Técnica de Ambato y a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, por cada enseñanza impartida que me ayudarán a ser una mejor persona y un excelente profesional.

A los docentes miembros del tribunal de grado, por dedicar su tiempo, sus conocimientos y comentarios para lograr el presente trabajo de investigación.

Finalmente agradezco a todos mis amigos y compañeros que conocí durante el transcurso de la carrera que de una u otra manera han aportado para que se haga posible este gran logro.

ÍNDICE GENERAL

APROBACIÓN DEL TUTOR.....	ii
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD.....	iii
APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO.....	iv
DERECHOS DE AUTOR.....	v
DEDICATORIA	v
AGRADECIMIENTO	vii
ÍNDICE GENERAL.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS	xvi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xix
RESUMEN.....	xxii
ABSTRACT.....	xxiii
CAPÍTULO I.....	24
MARCO TEORICO.....	24
1.1 Antecedentes	24
1.1.1 Problemática.....	24
1.1.2 Efectos en la salud humana.....	24
1.1.3 Efectos en el medio ambiente	25
1.1.4 Antecedentes de los metales pesados.....	25
1.1.4.1 Cadmio	26

1.1.4.2	Cromo.....	26
1.1.4.3	Cobre.....	27
1.1.4.4	Níquel.....	27
1.1.4.5	Plomo.....	27
1.1.4.6	Zinc.....	28
1.2	Bases teóricas.....	29
2.1.1	Cinética de Adsorción.....	29
1.1.1	Modelos cinéticos.....	29
2.1.2	Importancia del estudio de la cinética.....	31
2.1.3	Materiales adsorbentes.....	31
2.1.3.1	Carbón activo.....	32
2.1.3.2	Piedra caliza.....	34
2.1.3.3	Turba.....	36
2.1.4	Legislación de metales pesados.....	37
2.1.5	Tratamientos de efluentes que contienen metales pesados.....	38
2.1.5.1	Coagulación y floculación.....	39
2.1.5.2	Adsorción.....	40
2.1.5.3	Ventajas de la adsorción.....	42
2.1.5.4	Desventajas de la adsorción.....	42
2.1.5.5	Mecanismos de adsorción.....	43
2.1.5.6	Mecanismos de adsorción metálica.....	44
2.1.5.7	Adsorción de cationes y aniones.....	45
2.1.5.8	Factores que afectan el proceso de adsorción.....	47
2.1.6	Efecto matriz.....	48
2.1.7	Columnas de adsorción.....	49

2.1.8	Curvas de ruptura	50
2.1.8.1	Punto de ruptura y tiempo de ruptura.....	51
2.1.8.2	Zona de transferencia de masa	51
2.1.8.3	Saturación de la columna	52
2.1.8.4	Cuantificación de metales pesados	52
1.3.	OBJETIVOS	53
3.1.1	Objetivo general	53
3.1.2	Objetivos específicos	54
CAPITULO 2.....		55
METODOLOGIA		55
3.2	Características de los adsorbentes.....	55
3.2.1	Preparación de los adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba	57
3.3	Reactivos	57
3.4	Determinación de la cinética de la adsorción.....	58
3.4.1	Proceso	58
3.5	Determinación de los modelos de adsorción.....	59
3.5.1	Procedimiento para obtener el modelo pseudo-primer orden	59
3.5.2	Procedimiento para obtener el modelo pseudo-segundo orden	59
3.6	Procedimiento para obtener rectas de calibración en el espectrofotómetro... ..	59
3.7	Cuantificación de metales	60
3.7.1	Cuantificación de cromo (VI) mediante análisis fotométrico	61
3.7.2	Cuantificación de níquel (II) mediante análisis fotométrico.....	62
3.7.3	Cuantificación de cobre (II) mediante análisis fotométrico WTW	63
3.7.4	Cuantificación del de cobre (II) mediante el método de Hannan Instruments.....	64

3.7.5	Cuantificación de zinc (II) mediante análisis fotométrico.	64
3.7.6	Cuantificación de cadmio (II) mediante análisis espectrofotométrico... ..	64
3.7.7	Cuantificación de plomo (II) mediante análisis espectrofotométrico	65
3.8	Determinación del efecto de matriz	65
3.8.1	Toma de muestras	66
3.8.2	Caracterización de la muestra de lavadoras homogenizada.....	67
3.8.3	Pretratamiento	69
3.8.3.1	Prueba de jarras para coagulación-floculación	69
3.9	Procedimiento para la determinación de las curvas de ruptura de la adsorción de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb Zn) en columnas compuestas por piedra caliza, carbón activado y turba.....	70
3.9.1	Procedimiento de operación de las columnas de adsorción.....	71
3.9.1.1	Composición de las columnas.....	73
3.9.1.2	Zona de transferencia de masa	74
CAPITULO 3.....		76
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		76
3.10	Cinética de adsorción de los metales con los adsorbentes	76
3.10.1	Capacidad de adsorción de adsorción del cromo (Cr ₂ O ₇)-2 en los adsorbentes turba y carbón activo	76
3.10.2	Capacidad de adsorción de adsorción del zinc (II) en los adsorbentes turba y piedra caliza	78
3.10.3	Capacidad de adsorción de adsorción del cobre (II) en los adsorbentes piedra caliza y carbón activo.....	79
3.10.4	Capacidad de adsorción de adsorción del plomo (II) en los adsorbentes turba y carbón activo	80
3.10.5	Capacidad de adsorción de adsorción del níquel (II) en los adsorbentes turba y carbón activo	81

3.10.6	Capacidad de adsorción de adsorción del cadmio (II) en los adsorbentes turba y piedra caliza	82
3.11	Porcentajes de remoción de los metales en agua destilada	83
3.12	Modelo cinético con mejor ajuste	88
3.12.1	Capacidades de adsorción a tiempos determinados.	89
3.12.2	Calculo para establecer el modelo de pseudo-primero orden	90
3.12.3	Calculo para determinar el modelo de pseudo-segundo orden	91
3.12.4	Modelos que más se ajustan en según cada metal empleado.	93
3.13	Efecto matriz	96
3.13.1	Porcentajes de remoción tras 10 minutos de agua destilada y muestra vs materiales adsorbentes	103
3.14	Generalidades para la obtención de las curvas de ruptura	105
3.14.1	Planta piloto y configuración de las columnas.....	105
3.14.2	Configuración del sistema experimental de adsorción continua para obtener las curvas de ruptura.....	108
3.14.3	Características del efluente inicial	109
3.14.4	Pretratamiento de la muestra inicial.....	110
3.14.4.1	Floculación y coagulación.....	111
3.14.4.2	Caracterización de la muestra de las lavadoras pretratada.....	112
3.14.5	Curvas de ruptura	114
CAPÍTULO 4		120
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		120
3.15	Conclusiones	120
3.16	Recomendaciones.....	124
BIBLIOGRAFÍA		126

ANEXOS	141
Anexos A - Fotográfico.....	141
Anexo A1 Fotómetro	141
Anexo A Muestras a analizar	141
Anexo A Kits de cuantificación	141
Anexo A Filtración de muestras.....	141
Anexo A Materiales empleados	141
Anexo A pHmetro	141
Anexo A3 Floculador.....	141
Anexo A Muestras sedimentadas	141
Anexo A4 Análizador multiparamétrico	142
Anexo A5 Espectrofotómetro	142
Anexo A Pantalla del espectrofotómetro	142
Anexo A Manual del espectrofotómetro	142
Anexo A6 Balanza analítica.....	142
Anexo A7 Turbidímetro.....	142
Anexo A8 Disposición inicial de columnas	142
Anexo A9 Sistema de columnas	142
Anexo A10 Comparación final de las muestras	142
Anexos B - Límites de descarga TULSMA	143
Anexos C - Cálculos de los modelos cinéticos pseudo primer y segundo orden.....	144
Anexo C1 - cromo (VI).....	144
Anexo C1.1 - Turba.....	144
Modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – turba.....	145
Modelo pseudo-segundo orden cromo (VI) - turba.....	146

Anexo C1.2 – Carbón activo.....	148
Modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo.....	149
Modelo pseudo-segundo orden cromo (VI) – carbón activo.....	150
Anexo C2 – zinc (II)	151
Modelo pseudo-primer orden zinc (II) – piedra caliza.....	153
Modelo pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza.....	154
Anexo C3 – cobre (II)	155
Anexo 3.1 – Piedra caliza.....	155
Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza	157
Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza.....	158
Anexo C3.2 – Carbón activo.....	159
Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo.....	160
Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo	162
Anexo C4 – plomo (II).....	163
Anexo 4.1 – Carbón activo.....	163
Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo.....	164
Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo.....	165
Anexo C4.2 – Turba.....	167
Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba	168
Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba	169
Anexo C5 – níquel (II)	171
Anexo 5.1 – Turba.....	171
Modelo pseudo-primer orden níquel (II) y turba	172
Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba.....	173
Anexo 5.2 – Carbón activo.....	174

Modelo pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo	176
Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo	177
Anexo C6 – cadmio (II)	178
Anexo 6.1 – Turba.....	178
Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) - turba	180
Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba.....	181
Anexo 6.2 – Piedra caliza.....	182
Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza	184
Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza.....	185

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Límites permisibles de descarga a el sistema de alcantarilla público del Libro VI en Ecuador – TULSMA, en la TABLA 8	38
Tabla 2 Factores que intervienen en el efecto matriz de la muestra	48
Tabla 3 Características de los adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba.....	55
Tabla 4 Características de los químicos que contienen los metales de interés	57
Tabla 5 Nombre y ubicación de las lavadoras de donde se obtuvieron las muestras	66
Tabla 6 Caracterización la mezcla de las lavadoras de la ciudad de Ambato homogenizada	67
Tabla 7 Concentración de metales en la mezcla homogenizada obtenida de lavadoras de la ciudad de Ambato.....	68
Tabla 8 Concentraciones utilizadas para la determinación de la cantidad de coagulante optimo y del floculante	70
Tabla 9 Porcentajes de remoción de los metales vs adsorbentes empleados	84
Tabla 10 Capacidad de adsorción en el equilibrio y datos necesaios	89
Tabla 11 Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el zinc (II) y la turba.	89
Tabla 12 Valores para obtener la gráfica del modelo pseudo-primer	90
Tabla 13 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden (zinc (II) – turba).....	91
Tabla 14 Modelos cinéticos obtenidos para cada metal y adsorbente	93
Tabla 15 Porcentaje de remoción de metales tras 10 minutos en agua destilada y muestra de lavadoras versus los materiales adsorbentes.....	103
Tabla 16 Caracterización de la muestra obtenida de las 10 lavadoras de la ciudad de Ambato.....	109
Tabla 17 Concentración de metales en la mezcla homogénea obtenida de las lavadoras	110
Tabla 18 Prueba de jarras con sulfato ferroso $FeSO_4$	111
Tabla 19 Caracterización de la muestra homogenizada de 300 L pretratada obtenidas a través de las lavadoras	112
Tabla 20 Tiempo de ruptura del 50% ($C/Co = 0.5$) en la columna de piedra caliza	118
Tabla 21 Capacidad de adsorción en el equilibrio (cromo – turba)	144
Tabla 22 Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el cromo y la turba.....	144

Tabla 23	Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cromo turba.....	145
Tabla 24	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cromo - turba.....	146
Tabla 25	Capacidad de adsorción en el equilibrio cromo(VI) – carbón activo	148
Tabla 26	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cromo (VI) y el carbón activo	148
Tabla 27	Cálculo del modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo ...	149
Tabla 28	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cromo – carbón activo.	150
Tabla 29	Capacidad de adsorción en el equilibrio	152
Tabla 30	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el zinc (II) y la piedra caliza	152
Tabla 31	Cálculo del Modelo pseudo-primer orden zinc (II) y piedra caliza.....	153
Tabla 32	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza	154
Tabla 33	Capacidad de adsorción en el equilibrio del cobre (II) - piedra caliza	156
Tabla 34	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cobre (II) y la piedra caliza	156
Tabla 35	Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza.....	157
Tabla 36	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza	158
Tabla 37	Capacidad de adsorción en el equilibrio del cobre (II) – carbón activo ..	159
Tabla 38	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cobre (II) – carbón activo.....	160
Tabla 39	Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo.....	161
Tabla 40	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo	162
Tabla 41	Capacidad de adsorción en el equilibrio del plomo (II) y carbón activo .	163
Tabla 42	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el plomo (II) y carbón activo.....	164
Tabla 43	Cálculo del Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo	164
Tabla 44	Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo	166
Tabla 45	Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo.....	166
Tabla 46	Capacidad de adsorción en el equilibrio del plomo (II) -turba	167
Tabla 47	Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el plomo (II) - turba	168

Tabla 48 Cálculo del Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba.....	168
Tabla 49 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba	170
Tabla 50 Capacidad de adsorción en el equilibrio del níquel (II) y turba.....	171
Tabla 51 Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el níquel (II) y turba.....	171
Tabla 52 Cálculo del Modelo pseudo-primer orden níquel (II) y turba.....	172
Tabla 53 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba	173
Tabla 54 Capacidad de adsorción en el equilibrio níquel (II) – carbón activo	175
Tabla 55 Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el níquel (II) – carbón activo.....	175
Tabla 56 Cálculo del Modelo pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo	176
Tabla 57 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo	177
Tabla 58 Capacidad de adsorción en el equilibrio del cadmio (II) - turba.....	179
Tabla 59 Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el cadmio (II) - turba.....	179
Tabla 60 Cálculo del mModelo pseudo-primer orden cadmio (II) - turba.....	180
Tabla 61 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba.....	181
Tabla N. 62. Capacidad de adsorción en el equilibrio (Cr – CA).....	183
Tabla N. 63. Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cromo y el carbón activo.....	183
Tabla 64 Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza	184
Tabla 65 Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza	185

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Representación esquemática del carbón activo	32
Figura 2 Porosidad intra-particular e intercristalina.....	35
Figura 3 Microporosidad debido a fisuras	35
Figura 4 Proceso de floculación.....	40
Figura 5 Proceso de adsorción teórica	41
Figura 6 Diferentes etapas que actúan en la adsorción visto desde el lado cinético. 45	
Figura 7 Mayor potencial iónico aumenta la adsorción	46
Figura 8 Zona de transferencia de masa y saturación	52
Figura 9 Espectrofotómetro de absorción atómica (AAS).....	53
Figura 10 Fotómetro multiparamétrico HI 83399 Hannan	61
Figura 11 Montaje experimental de las columnas.....	73
Figura 12 Curva de ruptura típica del carbón activo mostrando el movimiento de la zona de transferencia de masa.....	75
Figura 13 Capacidad de adsorción de cromo (VI) con los adsorbentes turba y carbón activo.....	77
Figura 14 Capacidad de adsorción de zinc (II) los adsorbentes turba y piedra caliza	78
Figura 15 Capacidad de adsorción de cobre (II) en carbón activo y piedra caliza ...	79
Figura 16 Capacidad de adsorción plomo (II) con los adsorbentes carbón activo y turba.....	80
Figura 17 Capacidad de adsorción de níquel (II) en los adsorbentes carbón activo y turba.....	81
Figura 18 Capacidad de adsorción de cadmio (II) en los adsorbentes piedra caliza y turba.....	82
Figura 19 Grafica del Modelo Pseudo primer orden.....	91
Figura 20 Modelo de pseudo-segundo orden (zinc (II) – turba).....	92
Figura 21 Concentración de metal cadmio (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras	97
Figura 22 Concentración de metal cobre (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras.....	98
Figura 23 Concentración de metal cromo (II) adsorbido con agua destilada y muestra	

de lavadoras.....	100
Figura 24 Concentración de metal níquel (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras.....	101
Figura 25 Concentración de metal plomo (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras.....	102
Figura 26 Concentración de metal zinc (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras.....	102
Figura 27 Configuración de la columna de piedra caliza.....	106
Figura 28 Configuración de la columna 2 de turba y carbón activo	107
Figura 29 Configuración experimental del sistema de adsorción continua mediante lechos fijos	108
Figura 30 Prueba de jarras en el laboratorio	112
Figura 31 Curvas de ruptura (C_t/C_0) concentración en el tiempo sobre la concentración inicial de cada metal vs el tiempo en la columna de piedra caliza	114
Figura 32 Concentración en el tiempo sobre la concentración inicial de cada metal vs el tiempo en la columna de piedra caliza + turba + carbón activo.....	117
Figura 33 Modelo pseudo – primer orden cromo – turba	146
Figura 34 Modelo pseudo-segundo orden cromo – turba	147
Figura 35 Modelo de pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo.....	150
Figura 36 Modelo de pseudo-segundo orden cromo (VI) – carbón activo	151
Figura 37 Modelo pseudo-primer orden zinc (II) y piedra caliza	154
Figura 38 Modelo de pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza.....	155
Figura 39 Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza.....	157
Figura 40 Modelo Pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza	158
Figura 41 Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo.....	161
Figura 42 Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo.....	162
Figura 43 Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo	165
Figura 44 Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba.....	169
Figura 45 Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba.....	170
Figura 46 Modelo pseudo – primer orden níquel (II) y turba	173
Figura 47 Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba	174
Figura 48 Modelo de pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo.....	177

Figura 49	Modelo de pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo.....	178
Figura 50	Modelo pseudo – primer orden cadmio (II) - turba	181
Figura 51	Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba	182
Figura 52	Modelo de pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza.....	185
Figura 53	Modelo de pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza	186

RESUMEN

Las aguas industriales de lavadoras de la ciudad de Ambato pueden alcanzar niveles de metales pesados perjudiciales para el medio ambiente y la salud pública. Este estudio tiene como objetivo determinar la cinética de adsorción de los adsorbentes carbón activo, piedra caliza y turba hacia los metales pesados bivalentes Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y Cr (VI) mediante experimentos discontinuos, para determinar la cinética y el efecto matriz. Para este proceso se colocaron 10 g de adsorbente en 500 ml de la solución enriquecida con los metales 10 veces los límites permisibles por el TULSMA a 150 rpm y 60 min. Los datos fueron evaluados mediante la capacidad de adsorción y porcentaje de remoción, mientras que los datos cinéticos fueron evaluados utilizando los modelos de pseudo primer y segundo orden. En la experimentación continua de las curvas de ruptura se trabajó mediante la instalación experimental de dos columnas como medio filtrante.

La experiencia discontinua presentó que la turba y el carbón activo son los mejores adsorbentes con porcentajes de remoción superiores al 80 por ciento para la mayoría de los metales, siendo el modelo cinético de pseudo-segundo orden el que más se ajustó para la mayoría de los casos con su respectiva corroboración con otros estudios bibliográficos.

Por último, se realizó satisfactoriamente las curvas de ruptura en función del tiempo donde se muestra el mejor rendimiento al contar con 2 columnas siendo la solución más viable, económica y sustentable de tratamiento de medios contaminados por metales pesados.

Palabras clave: Gestión ambiental, contaminación ambiental, adsorción, metales pesados, piedra caliza, carbón activo, turba

ABSTRACT

Industrial water from washing machines in the city of Ambato can reach levels of heavy metals that are harmful to the environment and public health. This study aims to determine the kinetics of adsorption of active carbon, limestone and peat adsorbents towards the bivalent heavy metals Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Cr (VI) through discontinuous experiments, to determine the kinetics and the matrix effect. For this process, 10 g of adsorbent were placed in 500 ml of the solution enriched with metals 10 times the permissible limits by TULSMA at 150 rpm and 60 min. Data were evaluated by adsorption capacity and removal percentage, while kinetic data were evaluated using pseudo first and second order models. In the continuous experimentation of the rupture curves, work was carried out by means of the experimental installation of two columns as a filter medium.

The discontinuous experience showed that peat and activated carbon are the best adsorbents with removal percentages higher than 80 percent for most of the metals, being the pseudo-second order kinetic model the one that best fit for most of the metals and the cases with their respective corroboration with other bibliographic studies.

Finally, the rupture curves as a function of time were satisfactorily performed, showing the best performance by having 2 columns, being the most viable, economical and sustainable solution for the treatment of media contaminated by heavy metals.

Keywords: Environmental management, environmental pollution, adsorption, heavy metals, limestone, activated carbon, peat.

CAPÍTULO I

MARCO TEORICO

1.1 Antecedentes

1.1.1 Problemática

Con el aumento de la industrialización las personas tienen que enfrentarse cada vez más a una exposición mayor de contaminantes orgánicos e inorgánicos que se encuentran presentes en las aguas residuales lo que significa una seria amenaza para la salud humana (**Romero, 2020**). Actualmente, la contaminación producida por metales pesados es uno de los problemas ambientales más importantes a nivel mundial, debido al impacto que este provoca en los ríos deteriorando la calidad del agua y afectando de manera drástica la seguridad alimentaria de la población (**Viteri, 2020**).

Entre los contaminantes, los metales pesados son uno de los más peligrosos, la presencia de metales como el plomo, cadmio, mercurio y zinc en el ecosistema tiene un tremendo impacto adverso para la salud humana y el medio ambiente en general (**Humberto Sepúlveda et al., 2018**). La situación es cada vez más preocupante ya que existen estudios que estiman que el ser humano posee de 400 a 1000 veces más cantidad de metales en nuestro organismo que hace 400 años (**Londoño Franco et al., 2016**).

1.1.2 Efectos en la salud humana

Los daños producidos por un exceso de derrames químicos en los afluentes que superan los límites permisibles son varios entre los que se pueden destacar los siguientes:

Existen evidencias de que los metales pesados son capaces de producir daño en el

material genético generando células malignas y según la Comunidad Económica Europea el plomo (Pb), zinc (Zn) y cadmio (Cd) son los metales más agresivos, siendo capaces de generar efectos neurotóxicos en el organismo (**Morán Martínez, 2014**).

Además, estudios demuestran también que los componentes metálicos como el cadmio, zinc, cobre, y mercurio que generalmente se encuentran en las aguas contaminadas no solo generan efectos negativos en la salud de las personas, en forma de tumores, problemas intestinales, e irritaciones, sino que también son capaces de afectar negativamente ecosistemas completos mediante la alteración de ciclo de vida de los animales y microorganismos (**Reyes et al., 2016**).

De manera similar, la exposición a estos metales pesados excediendo los límites que señalan las directivas y las legislaciones locales, podrían iniciar desórdenes leves y moderados de la funcionalidad de los tejidos, pero también enfermedades severas, como daño renal, disfunciones tiroideas, degeneración de los tejidos. neuronas motoras, retraso mental, defectos de nacimiento y / o aparición de algunos tipos de cáncer (**Nava Ruíz & Armenta, 2011**).

Además, una discrepancia intelectual en los niños se ha asociado con la exposición a pequeñas dosis de plomo, pero las concentraciones más altas de plomo podrían estimular daños más graves, incluso la muerte (**Montalvo, 2019**).

1.1.3 Efectos en el medio ambiente

Cada vez son más las preocupaciones en el medioambiente por la contaminación generada por los metales pesados presentes en las aguas residuales debido a la disposición final inadecuada de los residuos por parte de las industrias en desarrollo como la metalmeccánica ha aportado de manera significativa al deterioro tanto de las aguas como de los suelos, subsuelos y la atmosfera (**Delgado, 2011**). Esto debido a la capacidad que tienen los metales de persistir en el medio ambiente generando alteraciones en el equilibrio del ecosistema en general (**Tejada-Tovar et al., 2015a**).

1.1.4 Antecedentes de los metales pesados

Con el objetivo principal de reducir los impactos que causan los metales pesados en

el medioambientales y la salud humanitaria es cada vez más frecuente encontrar estudios acerca del proceso de adsorción para la remoción de metales pesados. Ya que, al ser un método simple, adaptable y de bajo costo se considera una ruta conveniente en el control del efluente de agua, especialmente en el manejo de corrientes residuales de baja concentración y en el cumplimiento de niveles severos de tratamiento (**Rodríguez Salvador, 2011**).

El proceso de adsorción durante los últimos años se ha ido posicionando como una de las tecnologías de remoción más estudiadas por los científicos para la remoción de metales pesados como el cadmio (II), cobre (II), cromo (VI), plomo, níquel (II) y zinc (II), como veremos a continuación, entre los que se destacan los siguientes:

1.1.4.1 Cadmio

García et al., en 2018 estudiaron la biosorción de Pb (II) y Cd (II) en aguas sintéticas con cáscara de cacao en columnas de lecho fijo. De ahí que, los datos experimentales fueron ajustados a varios modelos matemáticos que describen la curva de ruptura para un componente y dos componentes de absorción. En síntesis, los porcentajes de remoción de plomo y cadmio en sistemas de 1 solo componente son 91% y 90% respectivamente y para sistemas de multicomponentes el porcentaje de remoción de plomo fue de 88% y de cadmio 90%.

1.1.4.2 Cromo

Tejada-Tovar, Villabona-Ortiz, et al., en 2014 estudiaron la remoción del cromo (VI) a una concentración de 100ppm en aguas usando 6 g/L de carbón activo, en el cual obtuvieron porcentajes de remoción del 98% transcurridos los 120 minutos de contacto.

Armijo et al., en 2009 demostraron una remoción del 75% de cromo (VI) en 20 minutos empleando cascaras de limón modificadas por un proceso de desmetoxilación. Caso similar al estudio de Netzahuatl et al., en 2010 obtuvo una capacidad de adsorción del cromo total de 72,13 mg/g y de cromo (VI) de 101,09 mg/g empleando corteza de pirul una vez transcurridos 120 horas, dando como resultado un modelo cinético de pseudo-segundo orden.

Adicionalmente, Acosta et al., en 2012 utilizaron cascara de tamarindo para la remoción de cromo (VI) obteniéndose una capacidad de adsorción del 100% transcurridos 30 minutos de entrar en contacto y un porcentaje de adsorción del 95% empleando cascara de mamey al colocar 5 g de absorbente.

1.1.4.3 Cobre

Ramírez Franco et al., en 2013 con el estudio de la remoción de contaminantes en aguas residuales industriales mediante carbón activo de pino pátula permite una remoción cercana al 100% para cobre, en concentraciones de carbón activo por encima de 0.2g/100mL en 48 horas de contacto. Por otro lado, Calero et al., en 2011 obtuvieron una capacidad de adsorción de cobre (II) de 9,44 mg/g de cascara de almendra utilizada como adsorbente en soluciones acuosas, sugiriendo que el modelo matemático que mejor se ajusta es el modelo de Langmuir.

Por último, Mamani Naverro et al., en 2019 en el estudio de la adsorción de metales pesados en aguas residuales de la mina Linar de oro con carbón activo de lenteja de agua obtuvo un porcentaje de remoción de cobre por agitación magnética de 89,13% con 5 g de carbón activo en 500 ml de agua destilada con 0,16 mg/L de Cu.

1.1.4.4 Níquel

Palacios, en 2011 determinó porcentajes de adsorción del 93,62% para el cadmio, del 90.99% para plomo y del 93.82% para el níquel empleando 10 ml de cascara de plátano pulverizada en 1 litro de agua con los metales en cuestión.

Tejada Tovar et al., en 2018 en su investigación científica evaluó la adsorción mediante carbón activado usando 10 g de bagazo de palma para la remoción de 100 ppm de Ni y Pb lograron una remoción de 92,58 mg/g de Ni y 98,04 mg/g de Pb.

1.1.4.5 Plomo

Samaniego et al., en 2016 obtuvo en su estudio de remoción de Pb un porcentaje máximo de 96,61% para el plomo al emplear cascara de naranja a pH 5, tamaño de partícula 0.5mm, concentración de metal 30 mg/L, dosis del bioadsorbente 0.2g y tiempo de contacto de 4 horas en donde la capacidad de remoción fue de 14,492 mg

de Pb/g de cáscara de naranja.

Núñez, en 2021 empleó una solución de nitrato de plomo de 0.1 ppm a un volumen de 300 ml a 500 rpm con 8 g/l del composito piedra laja cerámico a pH de 5.5. habiéndose obtenido un porcentaje de 98,5% de adsorción, tras 2 horas de contacto. Además, determinó que las pruebas de cinética que modelo pseudo segundo orden es el que mejor se ajusta con los datos experimentales.

Ojeda, en 2018 con el estudio de la adsorción de plomo (II) usando carbón activado comercial como adsorbente obtuvo que el mejor tratamiento fue a un valor de 0.05 g de dosis de adsorbente; con 100 rpm de velocidad de agitación y un pH de 8, llegando con ello a un porcentaje que oscila entre 88.5% y 91.8% de remoción.

Marshall & Espinoza, en 2016 concluyeron de manera acertada que el uso de cáscara de toronja remueve el 93.54% de plomo y 98.80% de mercurio, mientras tanto para las cáscaras de limón, el mejor porcentaje de biosorción de plomo fue de 96.08% y 98.58% de mercurio.

Por último, Vergara & Francisco, en 2017 establecieron que el proceso de biosorción a partir de 0,1 g cáscara de tomate de árbol a pH 4 y 5 ppm Pb durante 120 min se obtuvieron porcentajes de 61,1%.

1.1.4.6 Zinc

Huarilloclla, en 2022 para la experimentación utilizo 50 mg de carbón activado en la logro recuperar 0,03802 mg/L de zinc (95,447 % de rendimiento) a un pH de 6,5; con un tiempo de agitación de 180 min, a 500 rpm.

Gutiérrez Cardona et al., en 2013 para la adsorción de los metales Zn^{+2} y Pb^{+2} utilizando cascaras de naranja permitió obtener un porcentaje de remoción de Zn (II) de 99.5% a pH 5, tamaño de partícula 0.48mm, concentración de metal 100ppm, cantidad de cáscara de naranja 0.5g y un tiempo de contacto 4h. Dando como resultados una capacidad de remoción fue de 9.95 mg de Zn (II)/ g de cáscara de naranja.

En resumen, se ha podido apreciar que el uso de la adsorción mediante adsorbentes económicos ha producido cambios positivos en la gran mayoría de los estudios que

han participado en la investigación, cambios se valoran mucho más si tenemos en cuenta que los iones metálicos, en algunas variables presentaban valores que se situaban dentro del porcentaje de remoción deseado y que se aspiran a obtener en el presente trabajo.

1.2 Bases teóricas

2.1.1 Cinética de Adsorción

El estudio de la cinética de adsorción sirve para analizar la evolución del comportamiento del adsorbente con el adsorbato en el proceso de adsorción durante un tiempo establecido. Este se suele expresar como el porcentaje de adsorbato retenido en el adsorbente en un lapso o bien como la capacidad de adsorción (q (mg/g)) con el tiempo (**Bernabé Vírseda, 2019**). Y es de gran importancia para la aplicación en plantas piloto en la estimación del tiempo de residencia en el diseño del lecho fijo ya que en este tipo de operación es la habitual en aguas (**Berardozzi & García Einschlag, 2014**).

El equilibrio de adsorción se alcanza cuando la capacidad de adsorción no varía la concentración con el tiempo, es decir, cuando existe una proporción definida de soluto repartida entre las dos fases, fluida y sólida, y como consecuencia la velocidad de adsorción es la misma, por lo que no se producirá más acumulación de adsorbato en la superficie del sólido.

Además, el equilibrio dinámico que es característico de cada sistema: adsorbente, adsorbato y adsorbtivo, se alcanza una vez que los centros activos presentes en el sólido se han saturado, de modo que no existe la fuerza impulsora (gradiente de concentración) necesaria para que continúe la adsorción (**Durán Vera, 2019**).

Permitiendo así establecer la velocidad necesaria para alcanzar el equilibrio de adsorción de los adsorbentes con los adsorbatos y el tiempo en el cual se alcanza el equilibrio con el fin de evaluar que tan viable resulta la aplicación de tecnologías concernientes a esta operación unitaria (**Boada Sánchez, 2015**).

1.1.1 Modelos cinéticos

Los datos recopilados en los estudios de equilibrio, cinética y dinámica del sistema

en el asentamiento de lotes son apreciados para el desarrollo de los modelos matemáticos precisos necesarios para la optimización del diseño de las columnas de lecho fijo utilizadas en los procesos de adsorción industrial (**Vera Cabezas et al., 2018**).

Los investigadores generalmente utilizan para representar la cinética, dos modelos matemáticos que son determinados por las leyes de velocidad, dichos modelos son los de pseudo-primer y pseudo-segundo orden.

El primer modelo se estableció por primera vez a finales del siglo XIX por Lagergren el cual corresponde a un proceso controlado por difusión intraparticular y está basado en la ley de Fick que considera que la velocidad de adsorción es proporcional al número de centros de adsorción y se encuentra controlado por la fisorción. (**Song et al., 2016**).

Por otro lado, la cinética de pseudo segundo orden se introdujo a mediados de los años 80 pero su popularidad ha ido en aumento desde 1999 cuando Ho y McKay en 1999 analizaron varios resultados experimentales tomados de la literatura y llegaron a la conclusión de que para la mayoría de los sistemas estudiados el segundo modelo proporciona una mejor correlación de los datos experimentales. Por lo que en la gran mayoría de los estudios en los que se ha realizado una comparación, se ha encontrado superioridad del modelo de pseudo-segundo orden con respecto a la de primer orden. (**Vera & Morocho, 2015**).

El modelo de pseudo segundo orden establece que la capacidad de adsorción es proporcional al número de centros activos del adsorbente y que la velocidad de adsorción se encuentra controlada por adsorción química gracias a las fuertes interacciones que ejercen los enlaces químicos de la monocapa de la superficie del adsorbato y el adsorbente, es decir, esta involucrado por un proceso de quimiadsorción. Este modelo sería el mejor para describir la adsorción en sistemas donde no hay limitaciones difusionales, ya que no considera las etapas de transferencia de materia externa e interna (**Song et al., 2016**).

El propósito de estos modelos es determinar la capacidad de adsorción máxima en el equilibrio y las constantes de velocidad cinética de adsorción, los cuales son de gran importancia para estimar la rapidez de la eliminación del metal en la solución. Esto

significa que, una k_2 o constante cinética de pseudo segundo orden más alta es característica de una remoción más rápida del adsorbato, siendo una opción más atractiva para las industrias, ya que minimiza los costos de operación, número de empleados y la energía consumida (**H. A. Acosta et al., 2017**).

2.1.2 Importancia del estudio de la cinética

La determinación de la cinética de adsorción y las curvas de ruptura de metales pesados en las sustancias adsorbentes son necesarias para establecer la velocidad de adsorción de cada uno de los adsorbentes en condiciones de tipo batch y dinámicas, es decir, más cercanas a las de uso real, denominado pruebas en columna. Estos estudios ofrecen como resultados experimentales los tiempos máximos de adsorción, porcentajes de adsorción de contaminantes y la saturación de los adsorbentes seleccionados. Y tienen el objetivo de estudiar el mecanismo de adsorción y comprender mejor el comportamiento de las sustancias reactivas para disminuir costes, e incrementar la eficiencia del filtro.

Además, las curvas de ruptura nos permiten valorar la cantidad de contaminante que puede adsorber e inmovilizar cada sustancia reactiva lo que contribuye de manera significativa en el diseño de un filtro con una mayor eficacia de bajo costo y cuyo objetivo es disminuir el grado de contaminación, incrementar la calidad del agua tratada y contribuir a mitigar los impactos ambientales (**Contreras, 2022**).

2.1.3 Materiales adsorbentes

Se ha sugerido que una amplia gama de adsorbentes, como zeolitas, arcilla, biomateriales, desechos industriales o agrícolas, etc., considerados adsorbentes económicos y accesibles en grandes cantidades, son muy eficaces para la eliminación de metales tóxicos en los tratamientos de aguas residuales (**Bravo, 2004**).

Existen varios estudios en donde se muestra la viabilidad de la adsorción de metales pesados utilizando adsorbentes económicos como la piedra caliza, carbón activo y turba. Por ello, es de vital importancia el estudio de la capacidad de adsorción de los adsorbentes, ya que estos poseen un alto interés industrial en gran parte por los diferentes tipos de interacción ejercen los grupos funcionales de los adsorbentes con una determinada selectividad por los metales, como por ejemplo la adsorción del

carbón activado y el plomo por un intercambio iónico selectivo (**Contreras, 2022**).

2.1.3.1 Carbón activo

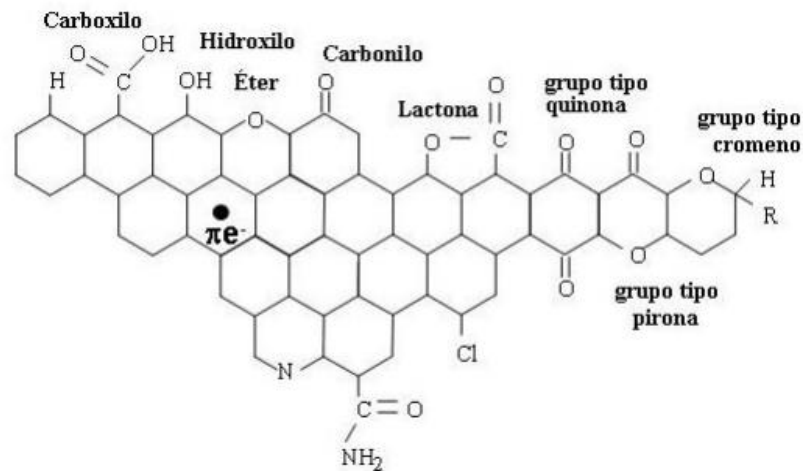
El carbón activo es el adsorbente más versátil y comúnmente usado debido a su alta área superficial y volumen de poro y alta capacidad de adsorción, gracias a su matriz de carbón microporoso con una superficie interna muy grande (700 a 1500 m²/g) (**Silva, 2016**).

Los tamaños de poro se definen como microporos (menos de 2 nm), mesoporos (2-50 nm) y macroporos (mayor de 50 nm). Los microporos contribuyen en gran medida al área de superficie, mientras que los macroporos actúan como canales a las superficies de microporos (**Palacio Martínez, 1999**).

La capacidad de retención de adsorbatos radica en su superficie interna elevada, una buena porosidad y distribución de tamaño de poros que presenta. Además, su elevada superficie de adsorción le otorga sus microporos, mesoporos y macroporos los cuales favorecen el acceso y la rápida difusión de las moléculas a la superficie interna del sólido. Adicionalmente, la superficie de los carbones puede encontrarse combinada en mayor o menor proporción con otros átomos distintos al carbono (heteroátomos) en donde la mayoría de estos grupos son grupos oxigenados, debido a la tendencia de los carbones a oxidarse incluso a temperatura ambiente dando lugar a diferentes grupos superficiales (**Sevilla, 2011**) como se puede observar en la Figura 1.

Figura 1

Representación esquemática del carbón activo



Nota. Figura adaptada y extraída de (Sevilla, 2011).

La superficie interna es ideal para la adsorción y se fabrica a partir de materiales que contienen carbono amorfo, como madera, carbón mineral y vegetal, turba, grafito, las cáscaras de frutas, coco, nueces, arroz y de semilla de algodón, pepas de fruta, algas, polímeros orgánicos complejos, aserrín, lodos ácidos de petróleo, melaza, desperdicios de pasta de papel, residuos de carne y sangre, huesos, desechos de destilería, pescado, cereales, carbohidratos, granos de café y residuo de tabaco (Tovar et al., 2015).

Según el material de partida esta desarrolla estructuras porosas particulares que determinan la capacidad de adsorción y las propiedades de adsorción según el contenido de carbono y contenido de material mineral, estos pueden ser de fácil activación, alto rendimiento, baja degradación durante su almacenamiento y bajo costo (Primera Pedrozo et al., 2011).

La estructura que conforma el carbón presenta grupos funcionales oxigenados y nitrogenados, los cuales permiten que otros grupos funcionales como el hidroxilo, carbonilo y carboxilo se introduzcan en la superficie. Adicionalmente estos grupos funcionales le otorgan su carácter hidrófilo (Tejada-Tovar et al., 2014).

Existen dos tipos de carbón: el que viene en polvo que presenta un diámetro de 180 micrómetros y es usado preferiblemente para tratamientos en los que no existe un íntimo contacto; y el carbón granular el cual presenta partículas irregulares en un tamaño entre los 0,5 y 1,5 mm (Céliz & Forneris, 2018).

Por otro lado, el carbón activo contiene en su superficie varios grupos funcionales que le confieren un carácter básico y ácido; otorgando al carbón una naturaleza anfótera. En un estudio realizado por se determinó que los grupos funcionales superficiales del carbón activo pueden formar compuestos de coordinación entre el carbón activo y los metales. Dando como resultado la siguiente actividad metal – adsorbente:



Sun-Kou et al., en 2014 en el estudio de la adsorción de metales pesados empleando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje obtuvo capacidades máximas de adsorción con el carbón activo con soluciones a un pH de 4 y 5 en el siguiente orden descendente: plomo (74,8 mg g⁻¹), cadmio (26,5 mg g⁻¹), cromo (18,8 mg g⁻¹).

2.1.3.2 Piedra caliza

Por otro lado, la piedra caliza es una roca sedimentaria compuesta principalmente por carbonato de calcio (calcita) o el doble carbonato de calcio y magnesio (dolomita) y alcanzan una capacidad de adsorción en su área superficial de 18.72 µg/m², en este grupo de rocas se pueden encontrar las dolomitas, zeolitas, caolinitas y la coquina (**Paternina et al., 2018**).

En las calizas comerciales la porosidad, varía entre 0.5 y 5% con una densidad de 1.90 g/cm³ en las menos compactas, siendo estas las que mayor porosidad poseen, mientras que las menos porosas varían entre 2.20 g/cm³ a 2.90 g/cm³ (**Thew et al., 2015**). Dicha porosidad y densidad se encuentra marcada por las cavidades regulares y uniformes de dimensiones de 2 a 13 nm, aproximadamente según la IUPAC que además menciona que este material está compuesto por microporos con tamaños diámetros parecidos a los diámetros cinéticos de una gran cantidad de moléculas (**W. A. León et al., 2011**).

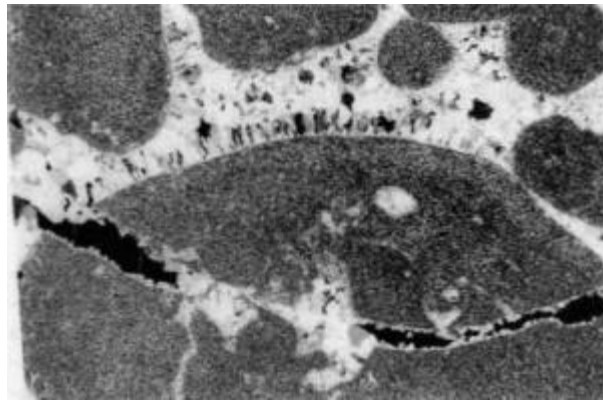
La piedra caliza suele ser gris, pero también puede ser blanca, amarilla o marrón y pueden variar mucho en textura y porosidad, desde la coquina, que es una matriz de conchas marinas enteras o en trozos cementadas sueltamente por calcita, hasta calizas oolíticas y calizas microcristalinas cuyas estructuras son tan finas que solo

pueden verse con aumento. (Mariela & Yantas, 2013).

La alta eficiencia de este material se debe gracias a la estructura microporosa, que hace que la superficie interna sea mayor que la superficie externa; al tamaño de los microporos que cuanto menor es el tamaño del poro de adsorbente mayor es la interacción con el adsorbato y a las fuerzas atractivas que provocan el acercamiento de la molécula a la superficie (W. A. León et al., 2011).

Figura 2

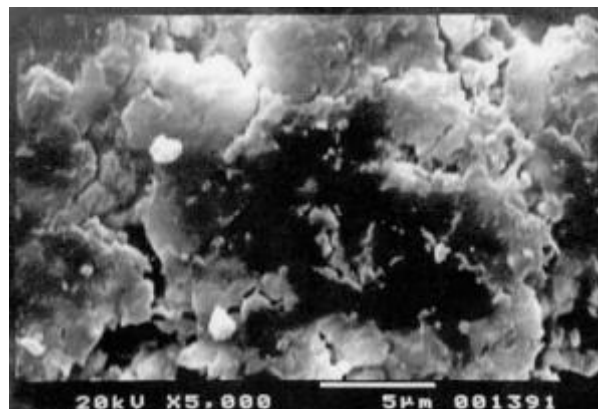
Porosidad intraparticular e intercrystalina



Nota. Imagen extraída de (Ortiz et al., 1995).

Figura 3

Microporosidad debido a fisuras



Nota. Imagen extraída de (Ortiz et al., 1995).

La propiedad de intercambio iónico se considera una propiedad específica de la piedra caliza pues es el producto de la sustitución de un ion por otro de tamaño

similar, por lo que no existe una alteración de la estructura cristalina por otros átomos. En el caso de la piedra caliza se sugiere que la sustitución se debe por los átomos divalentes de calcio los cuales producen una carga neta negativa en la estructura que se compensa por cationes (W. A. León et al., 2011).

El uso de piedra caliza como barrera reactiva se revela como un método de tratamiento de aguas potencialmente eficaz y económico para la eliminación de metales. Sin embargo, no se ha informado de ningún estudio que proponga la piedra caliza como medio adsorbente en el tratamiento de metales pesados en aguas subterráneas (Ortiz et al., 1995).

La piedra caliza ha demostrado ser una alternativa rentable para aguas acidas de mina con tamaño de sus partículas entre 0,42 y 0,59 mm, con concentraciones altas de sulfatos, y algunos metales como: Zn, Pb, Ni, Ca, Co, Mg, Li, Fe, Mn y Sr a pH de 4,5 y 5. (Naranjo, 2017).

La piedra caliza ha sido en general poco estudiada como adsorbente, por lo que como referencia se obtuvo de un estudio de arsénico, As (V) en el cual se demostró que presenta una buena remoción alcanzando una capacidad de adsorción en su área de 18,73 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (Sø et al., 2008).

Alania & Yannela, 2019 en su estudio acerca de adsorción de los iones Zn (II), Cd (II) y Pb (II) utilizando polvo de dolomita residual (un tipo de piedra caliza) mostró muy buenas propiedades de adsorción del material, ya que, se logró adsorber casi el 100% de los iones Cd, Pb (II) y Zn que están presentes en la solución después de 45 minutos de tiempo de contacto. Los elevados porcentajes de adsorción de los metales sugieren que el polvo de dolomita es un buen material para ser utilizado en la purificación de aguas residuales.

2.1.3.3 Turba

La turba es un material poroso y adsorbente de origen biológico con una alta capacidad de intercambio iónico entre metales disueltos y es producida por la descomposición vegetal en condiciones de humedad y deficiencia de aire en exceso. Sus propiedades físicas y químicas varían dependiendo su origen, por lo que un suelo que contiene más del 65% de materia orgánica es considerado como turba (Salazar,

2022).

La turba puede estar clasificada de dos maneras, en primer lugar, por su origen natural como turba de musgo, turba herbácea, turba de madera y turba sedimentaria. Por otro lado, la turba también puede estar clasificada según su contenido de materia orgánica como turba oligotrófica, con alto contenido de celulosa, y turba eutrófica, con pobre contenido de celulosa y rica en sustancias húmicas (**Babel & Kurniawan, 2003**).

Las turbas generalmente están compuestas por polímeros orgánicos como la celulosa, la lignina y sustancias húmicas, como los ácidos húmicos, fúlvicos y huminas. Siendo estos últimos los que le otorgan mayoritariamente su elevada capacidad de adsorción de metales, gracias a los grupos funcionales presentes en ellos como el ácido carboxílico y fenólico, estos le confieren un carácter polar. Además, gracias a su elevada área superficial ($> 200 \text{ m}^2/\text{g}$) y alta porosidad (80-90%) la turba ha sido estudiada desde hace varios años como un material excelente para la purificación de aguas residuales y de consumo, teniendo además como ventaja su bajo costo frente a otros materiales como carbón activado, piedra caliza, zeolitas, alúmina o sílice (**Montero, 2017**).

Debido a la alta afinidad de la turba por los metales pesados como Zn, Cd, Ni, Pb y Cu entre otros se dice que este material es muy importante en el medio ambiente ya que reduce de manera significativa la contaminación por metales en los seres vivos. Por lo que han sido objeto de estudio como modelos o mecanismos para la remoción de los metales que incluyen la adsorción física, quelación y reacciones químicas (**Martínez et al., 2012**).

2.1.4 Legislación de metales pesados

La política ambiental en esta materia requirió la aplicación de tecnologías que trataran los efluentes, tal es el caso de la normativa ecuatoriana Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA, en la TABLA 8. Límites de descarga a el sistema de alcantarilla público del Libro VI Anexo 1, en donde se especifica los parámetros estrictos en cuanto al número de contaminantes y límites de vertido de estos. con el propósito de evitar que una excesiva concentración

de metales pueda seguir alterando procesos bioquímicos y fisiológicos del ecosistema. Cabe recalcar que los límites permisibles siguen vigentes hasta la fecha desde el 4 de noviembre de 2015 momento en el cual el ministerio del ambiente estableció los acuerdos.

Tabla 1

Límites permisibles de descarga a el sistema de alcantarilla público del Libro VI en Ecuador – TULSMA, en la TABLA 8

Compuesto	Peso molecular (g/mol)	Metal	Límites permisibles (mg/L)
Pb (NO ₃) ₂	331.2	Pb	0,2
CuCl ₂ 2H ₂ O	170.48	Cu	1
ZnCl ₂	136,30	Zn	5
NiCl ₂ *6H ₂ O	237.69	Ni	2
Cd (NO ₃) ₂	236.42	Cd	0,02
K ₂ Cr ₂ O ₇	294,185	Cr	0,5

Nota: Límites permisibles obtenidos por el TULSMA (Ley de Gestión Ambiental establecido por el ministerio del ambiente del Ecuador).

Gracias a las leyes ambientales nacionales e internacional cada vez es más común en las industrias la implantación de sistemas con mecanismos de eliminación de metales pesados, lo cual está significando un aumento significativo de los costos de inversión y de explotación de las instalaciones de tratamiento (**Huerga Pérez, 2005**).

2.1.5 Tratamientos de efluentes que contienen metales pesados

Con el crecimiento acelerado de la industria automóvil y los negocios de lavado y lubricado de vehículos automotores se están generando aguas residuales con un cada vez mayor contenido de compuestos orgánicos, sulfurados, clorados y metales pesados que tienen origen en los productos de oxigenación de los hidrocarburos presentes en la base de los aceites principalmente en compuestos que son producto de

la degradación de polvos, aditivos y partículas metálicas (**Llanos Correa, 2013**). Por lo que existe la necesidad de desarrollar leyes ambientales y procesos de tratamiento de aguas residuales de lavadoras de autos con el propósito de reducir la contaminación previa a su vertido final.

Las soluciones actuales establecidas para el tratamiento de las aguas residuales son muy variadas, ya que su implantación depende de la naturaleza química de los contaminantes, la concentración y el volumen de agua a tratar. En el presente proyecto se utilizó los tratamientos fisicoquímicos de coagulación, floculación y adsorción.

2.1.5.1 Coagulación y floculación

Para el pretratamiento de las aguas de las lavadoras se suelen utilizar varios tratamientos entre los cuales se puede destacar la coagulación y floculación.

Se conoce a la coagulación es el proceso de hacer que las partículas coloidales estables en suspensión se aglomeren en flóculos sedimentables mediante la introducción de sales de aluminio y hierro o materiales poliméricos sintetizados. Los coagulantes químicos son extremadamente potentes y se utilizan ampliamente en las industrias por alcanzar los mejores rendimientos generalmente cuando se aplica un exceso de coagulante, aunque esto puede aumentar la concentración de contaminante en el efluente, las eficacias de eliminación son altas, pero en el proceso se generan lodos que deben ser tratados (**Pacho Pastrana, 2021**); los coagulantes se clasifican en: químicos (Sales de hierro y aluminio) y naturales.

Siendo los químicos los coagulantes más utilizados, pero también los que mayores impactos negativos presentan en cuanto a enfermedades neurológicas, dificultades en el tratamiento de lodos, incremento de la conductividad eléctrica e incompleta remoción de componentes orgánicos presentes en el agua (**Mejía Carrillo et al., 2020a**).

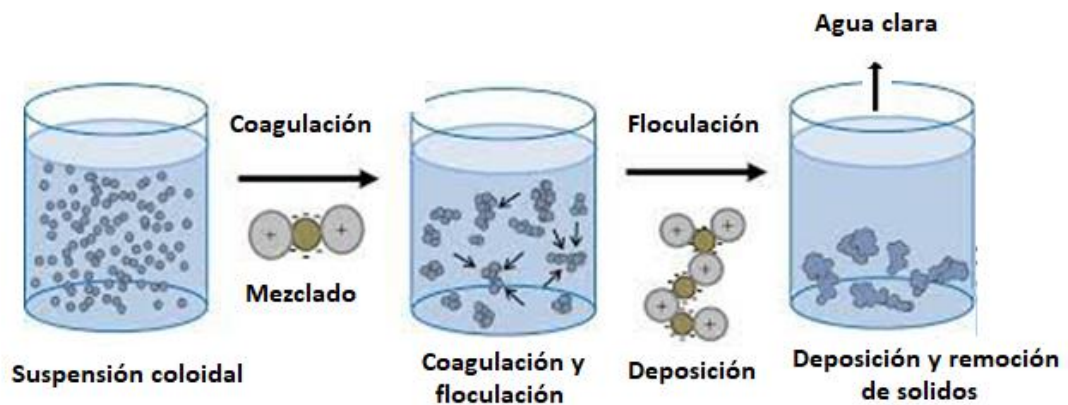
El proceso de floculación es un mecanismo en donde las partículas ya desestabilizadas colisionan unas con otras para formar coágulos más grandes denominados flocs, los cuales buscan obtener un peso mayor que posibilite la sedimentación de las partículas aglomeradas. Los objetivos de este proceso son

juntar los coloides para formar agrupaciones de flocs para disminuir su hidratación y aumentar su peso para su fácil remoción (**Pacho Pastrana, 2021**).

En la Figura 4 se observa el proceso de floculación en el cual el floculante aglomera las partículas coloidales para formar flóculos más fácilmente sedimentables.

Figura 4

Proceso de floculación



Nota. Figura adaptada y extraída de (**Quiroga Almaguer et al., 2015**).

En estos procesos de tratamiento de aguas residuales, la floculación generalmente aglomera partículas coloidales en más grandes con el propósito de generar sólidos sedimentables que luego son eliminados por procesos de sedimentación. Por ello, es la técnica más usada en el mundo en el tratamiento de efluentes industriales; los coagulantes se clasifican en: químicos (Sales de hierro y aluminio) y naturales.

Generalmente los coagulantes que más se utilizan para este proceso son los químicos, pero existen varios estudios que sugieren que el uso de esto provocan impactos negativos como enfermedades neurológicas, dificultades en el tratamiento de lodos, incremento de la conductividad eléctrica del agua tratada e incompleta remoción de componentes orgánicos presentes en el agua (**Mejía Carrillo et al., 2020b**).

2.1.5.2 Adsorción

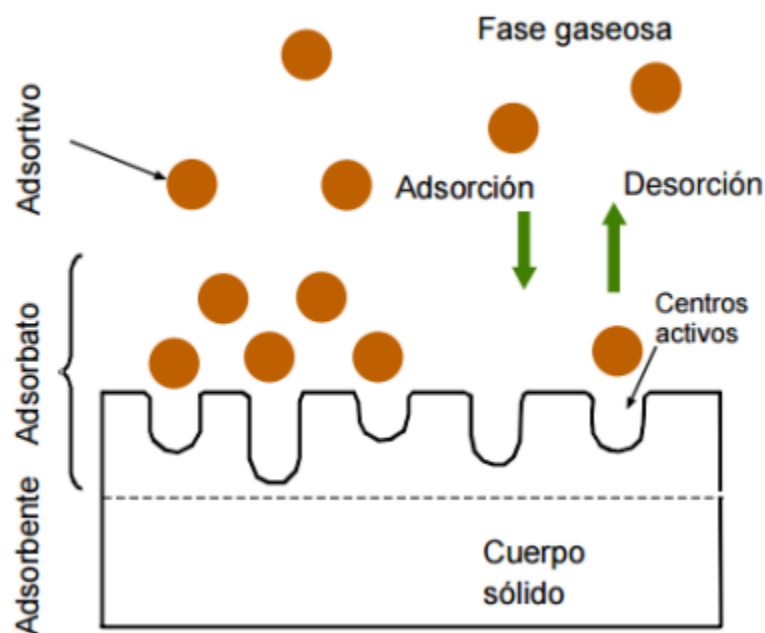
El proceso principal a estudiar para la eliminación de metales pesados de los efluentes de lavadoras es la adsorción, la cual ha ido ganado más y más terreno dentro de las técnicas de tratamiento de los efluentes debido a su eficiencia en la

eliminación de colorantes demasiado estables, por lo que se podría utilizar también este método para la remoción de metales pesados presentes en las aguas residuales de las lavadoras de la ciudad de Ambato, ya que mediante este fenómeno de la adsorción se genera un efluente de alta calidad y puede ser un proceso. Se conoce al proceso de adsorción como un mecanismo usado para la separación de componentes que se encuentran en la fase fluida (gaseosa o líquida) que es transferida a la fase sólida, en donde a través de interacciones permanecen atraídos química o físicamente por los adsorbentes. Sin embargo, la viabilidad económica de la adsorción está determinada por la capacidad del adsorbente y su tiempo de regeneración (**D. León, 2017**).

En términos teóricos, la adsorción es un proceso mediante el cual la materia de una fase se concentra sobre la superficie de otra fase en donde a la sustancia que se concentra en la superficie se denomina adsorbente y a la molécula atraída e inmobilizada, adsorbato. La unión entre el adsorbente y el adsorbato se lleva a cabo por medio de fuerzas de Landon, que son una de las clases de fuerzas de van der Waals (**Barreto, 2013**).

Figura 5

Proceso de adsorción teórica



Nota: Figura extraída y adaptada de (**Vera & Morocho, 2015**).

La eliminación de los metales pesados mediante este proceso está afectada por una

serie de factores, tanto físicos como químicos, entre los que desataca, la interacción con la superficie específica del adsorbente según el tipo de átomo y tamaño de partícula del contaminante, así como, factores importantes como, pH y tiempo de contacto (**Húmpola, 2015**).

2.1.5.3 Ventajas de la adsorción

Las principales ventajas del uso de la adsorción es que se pueden utilizar adsorbentes naturales, económicos, de fácil regeneración y de disponibilidad libre para el tratamiento de las aguas residuales, incluyendo, a la vez, técnicas sencillas de menos procesamiento que sean selectiva para cada metal o sustancia en objeto de estudio (**Fadzil et al., 2016**).

Según Sala et al., 2010 los materiales naturales generalmente utilizados en estos procesos producen resultados satisfactorios a tiempos cortos de contacto, generando aguas de alta calidad a varias condiciones de estudio y disminuyendo los desechos biológicos y/o químicos.

2.1.5.4 Desventajas de la adsorción

Algunos adsorbentes requieren de un tratamiento previo de activación de sus sitios activos y ser considerados buenos adsorbentes, además de presentar otro tipo de problemas como una baja capacidad de adsorción, alta Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la alta Demanda Química Biológica (DBO), así como la liberación de compuestos orgánicos solubles, debido al agotamiento del contenido de oxígeno disuelto en el agua y, en consecuencia, amenazan la vida acuática (**Fadzil et al., 2016**).

Por último, el uso de ciertos adsorbentes está limitado por la inestabilidad química y estructural de algunos materiales; por esta razón, se requiere de ensayos a nivel de laboratorio y/o mayor escala con el propósito de evaluar la eficiencia de remoción, su uso potencial y establecer los rangos óptimos en los cuales estos sean efectivos (**Vizcano Mendoza & Fuentes Molina, 2015**).

2.1.5.5 Mecanismos de adsorción

Existen varios mecanismos los cuales dependen en cada caso del metal y adsorbente. La remoción de metales utilizando adsorbentes naturales se atribuye a sus componentes como las proteínas, carbohidratos y grupos fenólicos los cuales contienen, a su vez, grupos sulfatos, carboxilo, fosfatos, hidroxilo y aminos que tienen la capacidad de interactuar con los iones metálicos, por lo que, gracias a la compleja estructura de estos adsorbentes se sugiere que probablemente varios mecanismos actúen simultáneamente en el proceso de adsorción (**Tejada-Tovar et al., 2015b**).

En el proceso de adsorción de los adsorbatos sobre la superficie de los adsorbentes existen tres fuerzas (física, iónica y química) las cuales se describen a continuación:

En primer lugar, la adsorción física, en donde la fuerza electrostática o de Van der Waals actúan sobre las interacciones del adsorbato y el adsorbente. Dichas fuerzas electrostáticas incluyen interacciones de dispersión, interacciones dipolo-dipolo, y enlaces de hidrógeno (**Carranza & Antony, 2020**). Además, según Tejada-Tovar et al., 2015 la adsorción física o fisisorción se presenta cuando la molécula adsorbida no se encuentra fija en un lugar específico de la superficie del adsorbente, todo lo contrario, está libre de trasladarse dentro de la interfase debido a fuerzas de Van der Waals.

Adsorción química: La adsorción química o quimisorción, se basa principalmente en las fuerzas electrostáticas de acuerdo con el enlace covalente o con el enlace electrostático químico existente entre átomos (**Carranza & Antony, 2020**). Según Tejada-Tovar et al., 2015 la adsorción química se da cuando el adsorbato forma enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente.

Adsorción de iones: Según Tejada-Tovar et al., 2015 si la adsorción es dada por el intercambio de iones, en donde los iones del adsorbato se concentran en la superficie del adsorbente como consecuencia de la atracción electrostática entre ambos, se dice que la adsorción es de tipo eléctrico. Durante el intercambio iónico el adsorbente tiene la propiedad de tomar partículas cargadas (iones positivos o negativos), las cuales quedan retenidas y fijadas en el material adsorbente (**Urviola Zapata & Vera Silva, 2019**).

Este es un parámetro de gran importancia en la adsorción puesto que la eliminación del metal aumenta a menor fuerza iónica ya que se genera una competición por los sitios activos entre los iones metálicos y sales presentes en el medio que regulan la fuerza iónica, concluyendo que al elevarse la fuerza iónica la adsorción disminuye **(Carro de Diego, 2012)**.

Esto quiere decir que para determinar la afinidad de adsorbente por un determinado metal en primer lugar se debe tener muy en cuenta la no solo la fuerza iónica sino también la influencia del pH del medio en la adsorción para establecer la capacidad de adsorción de los metales pesados **(Rey Castro et al., 2003)**.

2.1.5.6 Mecanismos de adsorción metálica

La adsorción de metales pesados es un proceso complejo, ya que se ve influenciado por varios factores y mecanismos entre los cuales se encuentra la quimisorción, complicación, adsorción, intercambio iónico, y distribución en la superficie de adsorción **(Muñoz & Tovar, 2021)**.

En general el proceso de adsorción se puede entender de la siguiente manera, en primer lugar, se produce la transferencia del metal hacia la película del adsorbente mediante el proceso conocido como difusión, en donde es importante la resistencia ejercida por la película y la transferencia de masa global. Posteriormente se produce la difusión del metal en el adsorbente, bien en el líquido intraparticular o en un algún sitio del adsorbente, para por último producirse el proceso de adsorción físico o químico mediante las interacciones del metal en los sitios activos del adsorbente **(Loganathan et al., 2014)**.

Lo que significa que para que la adsorción de metales en los adsorbentes se producen las siguientes etapas:

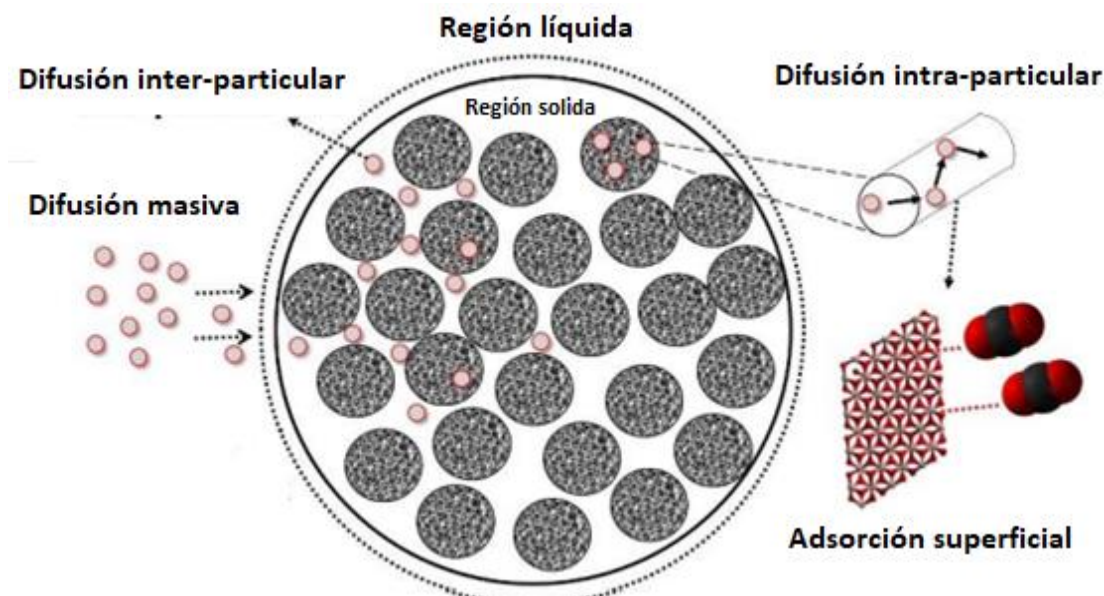
- Transporte externo del metal desde cualquier parte de la solución hacia la superficie de solución que envuelve la partícula.
- Difusión interparticular.
- Difusión intraparticular, a través de los poros del adsorbente.
- Adsorción de las moléculas sobre la superficie de los poros internos del

adsorbente (Loganathan et al., 2014).

Estas etapas se muestran de mejor manera en la Figura 6.

Figura 6

Diferentes etapas que actúan en la adsorción visto desde el lado cinético



Nota. Figura extraída y adaptada de: (Durán Vera, 2019).

La existencia de las diferentes etapas que ocurren en el proceso de adsorción evidencia la importancia del estudio acerca de los mecanismos que actúan en la unión del adsorbente - adsorbato y las estructuras presentes en la superficie del adsorbente, en especial la película que generalmente están constituidas por grupos funcionales como celulosa, hemicelulosa y lignina en el caso de materiales adsorbentes vegetales (Tejada-Tovar et al., 2014).

2.1.5.7 Adsorción de cationes y aniones

Con respecto al tipo de enlace que se forma entre el adsorbato y el adsorbente, este va a depender del tipo de ión, el tamaño e hidratación del metal, así como de las características del adsorbente como su porosidad o los grupos presentes en su estructura (Carro de Diego, 2012).

Para comprender mejor el proceso de adsorción entre metales con la misma carga, se

debe entender que los iones de igual carga son adsorbidos con la misma fuerza sobre la superficie del adsorbente, sin embargo, estos dependen del radio hidratado, ya que este determina la fuerza de la adsorción, es decir, los iones más fuertemente retenidos son los de menor radio hidratado por su mayor facilidad de movimiento. (Appelo & Postma, 2004).

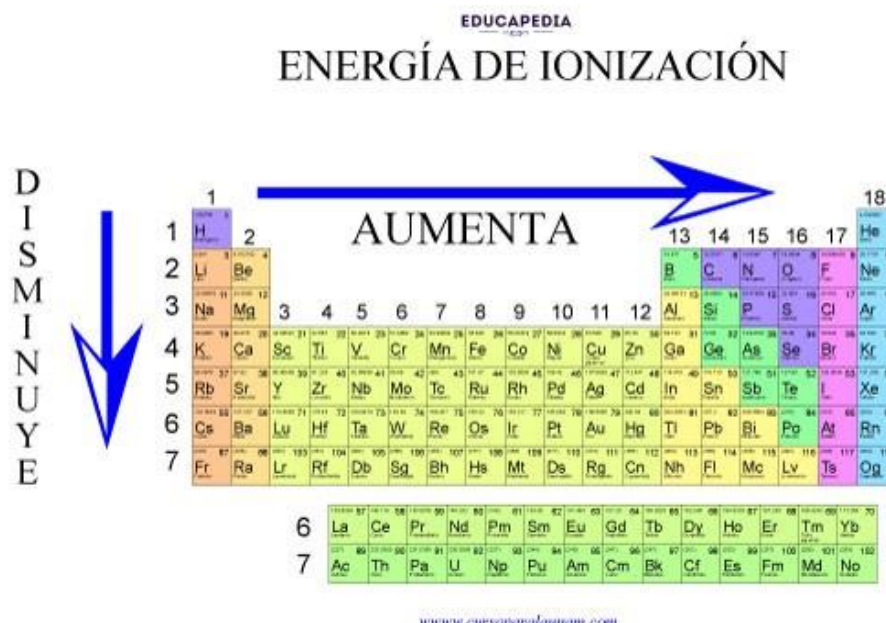
Además, es importante entender que la capacidad de hidratación aumenta con la carga del ion y disminuye con el radio iónico, por lo que los cationes con radio iónico mayor forman enlaces más fuertes y tendrán mayor adsorción en comparación a los de radio iónico menor (Zapater, 2015).

Otra de las consideraciones para tener en cuenta es que los metales multivalentes presentan una mayor adsorción que los monovalentes, lo cual favorece a la adsorción de los cationes que tengan mayor carga (Rebollo, 2012).

De manera similar, para los metales catiónicos se encontró que existe una relación efectiva entre el valor de los potenciales iónicos de los cationes y la adsorción específica de éstos, verificándose que, al aumentar el valor del potencial iónico del catión, se incrementa la posibilidad de su adsorción en la superficie del sólido.

Figura 7

Mayor potencial iónico aumenta la adsorción



Nota. Figura adaptada y extraída de (Alcaraz, 2020).

Por otro lado, para la adsorción de cromo (VI) como cromato (CrO4)⁻² se verá

fuertemente atraído por los cationes presentes en los adsorbentes. El carbón activo procedente de la borra de café presenta una carga neta positiva lo que significa que este adsorbente es propicio para la adsorción de contaminantes cargados negativamente (**Ramos Rincón, 2010**).

Además está demostrado que la eliminación de cromo (VI) en la forma de cromato (CrO_4)⁻² es mayor cuando los sitios activos de los adsorbentes son cargados positivamente ya que las especies aniónicas tienden a ser enlazadas en el adsorbente gracias a las fuerzas electrostáticas que actúan en su interacción, además es bien conocido que la forma dominante de cromo hexavalente entre pH 1 y 4 es (HCrO_4)⁻¹, así que esta es la que se aloja principalmente en la superficie del adsorbente (**Tejada-Tovar et al., 2014**).

Por otro lado, como es de esperar los valores bajos de eliminación de cromo (VI) a pH de 4 a 8 se encuentra marcado por la competencia que existe entre los iones de OH^- y los de cromato. Tal como lo reporta Rivas, en 2006 que a valores de pH de 8-12, los grupos de la superficie del adsorbente están parcialmente desprotonados, por lo que la superficie del adsorbente se encontrará con una mayor carga negativa, disminuyendo la adsorción de cromo (VI) por la competencia con los iones OH^- .

Por último, es necesario mencionar que los compuestos sean catiónicos o aniónicos dependen de las condiciones del adsorbente ya que si este presente una carga neta negativa serán preferibles para adsorber cationes o compuestos cargados positivamente mientras que las que están cargadas positivamente son favorables para la atracción de aniones o compuestos cargados negativamente (**Soheyli et al., 2019**).

2.1.5.8 Factores que afectan el proceso de adsorción

La capacidad de adsorción de metales va a depender en gran medida de la estructura y la naturaleza del adsorbente, así como de las características físicas y químicas del adsorbato y del medio en el cual se produce el proceso (**Rojas et al., 2012**).

El análisis del medio en donde se va a realizar la adsorción es muy importante ya que este interfiere en las propiedades físico-químicas del adsorbato y del adsorbente tales como el carácter hidrófobo/hidrófilo, la carga superficial o la solubilidad. Modificando de esta manera la afinidad del adsorbato por los sitios de adsorción

debido en gran parte al recubrimiento de la superficie externa del adsorbente o la introducción de compuestos que compiten con los contaminantes (**Selatnia et al., 2004**).

Es el caso de las aguas industriales, las cuales, contienen un sin número de contaminantes orgánicas o minerales son más susceptibles a variar la adsorción de una sustancia en específico (**Rojas et al., 2012**).

2.1.6 Efecto matriz

Cuando una muestra presenta impurezas y por tanto posee otras moléculas diferentes al analito de interés, se dice que el analito está disuelto en una matriz. Las moléculas que conforman de dicha matriz en la gran mayoría de veces cambian el reconocimiento de la molécula de interés en los ensayos de detección; lo que comúnmente se denomina efecto matriz. En este caso cuando se analiza una muestra y no una muestra purificada, se deben ajustar las características analíticas de las pruebas de detección obtenidas bajo condiciones estándar o controladas, a nuevas condiciones ajustadas considerando el efecto de la matriz o composición de las muestras reales para los cuales la prueba fue desarrollada (**Hajšlová et al., 1998**).

Por lo anterior, cuando en la presente propuesta se habla de efecto matriz, se hace referencia al efecto que puede tener la composición de las muestras de lavadoras, en la detección de los metales, usando un ensayo estandarizado bajo condiciones controladas en el laboratorio.

Tabla 2

Factores que intervienen en el efecto matriz de la muestra

Factores	Capacidad de adsorción	Remoción metálica (%)
Composición del medio líquido (Muestra de lavadoras)	Disminuye en aguas reales comparados con las de laboratorio	Disminuye
Aumento de la concentración inicial del metal	Disminuye por la saturación de los metales	Disminuye

Disminución del tamaño de la partícula	Disminuye o aumenta según el adsorbente empleado	Aumenta
Cantidad de adsorbente empleado	Aumenta la adsorción al emplear mayor adsorbente.	Aumenta al haber mayor disponibilidad de superficie
Tipos de iones metálicos presentes	Disminuye dependiendo del tipo de metal, ya que existe competencia entre ellos.	Disminuye
Aumento de la temperatura	A mayor temperatura aumenta la movilidad el metal y su adsorción	Aumenta

Nota. Tabla adaptada y extraída de (Tejada Tovar et al., 2014).

2.1.7 Columnas de adsorción

El proceso de adsorción en las columnas de lecho fijo según Karna, 2013 es el tipo de adsorción más utilizada en el tratamiento de aguas residuales industriales, el cual consiste en una columna donde el adsorbente granulado se deposita en su interior como un lecho, que normalmente no se mueve; en donde el líquido atraviesa la columna en sentido ascendente o descendente, en donde el granulado del adsorbente ha de tener un tamaño adecuado para evitar una presión excesiva a lo largo de la columna. Según Plaza Cazón, 2012 el estudio en columna es de gran importancia en la adposición de metales pesados, ya que es como se instalaría a gran escala.

La forma de operación de las columnas de lecho fijo es la siguiente: una vez que la solución enriquecida con el metal pesado va entrando en contacto con las adsorbentes vírgenes, es decir libres de metales, los iones metálicos son adheridos en a los adsorbentes hasta el punto en el que la cantidad adsorbida se encuentra en equilibrio con la concentración del metal en el efluente.

Esto quiere decir, los materiales adsorbentes han adsorbido la capacidad máxima y que el adsorbente se llena de metales dejando esa zona de transferencia saturada, la cual seguirá bajando a través de la columna a una cierta velocidad hasta llegar al final de la columna esta quede saturada por completo; al ocurrir esto, la

concentración de metales en el efluente comienza a incrementarse gradualmente hasta que la vida útil de la columna haya finalizado por la elevada concentración de metal que sale del efluente, que es cuando ocurre el punto de ruptura. **(Plaza, 2012)**.

Es por ello por lo que se requiere de experimentos en las columnas que ayuden a predecir la superficie de adsorbente que posibilite obtener un tiempo de ruptura elevado, así como el momento en el que se puede saturar todo el material que se encuentra en el lecho fijo de flujo continuo. De manera similar la forma de la curva y el tiempo de operación son particularidades fundamentales para sugerir los posibles comportamientos de las columnas de adsorción **(Vera Cabezas et al., 2018)**.

Se conoce al proceso de adsorción como la acumulación de moléculas de soluto en una interfase. Dicha acumulación por unidad de área es pequeña, por eso se prefieren los sólidos altamente porosos con áreas internas muy grandes por unidad de volumen. Generalmente las superficies son irregulares y las energías de enlace varían de un lugar a otro **(Urviola Zapata & Vera Silva, 2019)**.

Los factores que influyen en el diseño y eficacia de un sistema de adsorción, siendo los siguientes: otros iones que compiten en afinidad al medio, el pH, el tiempo de contacto de lecho, ensuciamiento del medio con partículas o materia orgánica. degradación de la capacidad del medio luego de las regeneraciones y el estado de oxidación del metal **(Urviola Zapata & Vera Silva, 2019)**.

2.1.8 Curvas de ruptura

Los experimentos realizados de adsorción por lotes (discontinuos) nos brindan una aproximación a la eficacia del proceso de eliminación de metales pesados y la capacidad máxima de adsorción de cada adsorbente. Pero, por otro lado, los experimentos realizados en una columna continua son de mayor importancia ya que estas no funcionan siguiendo las condiciones de equilibrio debido a que en la columna existe un caudal de alimentación que proporciona un proceso de transferencia de masa continuo entre la fase sólida (adsorbentes) y la fase móvil (metales). La mayoría de los procesos industriales se trabaja en condiciones continuas por ello este tipo de estudios proporciona una aplicación más práctica en el tratamiento de las aguas residuales **(Valencia & Castellar, 2013)**.

El punto de ruptura para este estudio se entiende entonces como el tiempo que se

demora en obtener una concentración del 10% de la concentración inicial o la concentración máxima de metal que se puede permitir a la salida de la columna. Y a la curva que resulta de graficar la relación C_t/C_0 con respecto al tiempo se lo conoce como curva de ruptura.

2.1.8.1 Punto de ruptura y tiempo de ruptura

En el momento en que la concentración de metal en el efluente alcanza un determinado valor, generalmente cuando la concentración del metal llega al 10% de su concentración inicial, se llega al llamado punto de ruptura y al tiempo que tarda el proceso es conocido como el tiempo de ruptura, el cual permite determinar el volumen de efluente tratado (**Castellanos, 2009**). La importancia de este estudio radica en que una vez se alcanza el punto de ruptura es necesario regenerar la columna para que este siga adsorbiendo los metales.

Para este estudio el tiempo de ruptura se le adoptó al lapso que transcurre cuando la concentración de los metales llega al 10% de su concentración inicial o también se podría decir que es el tiempo que transcurre cuando la zona de transferencia de masa o adsorbente sale de la columna completamente saturado y a concentración a la salida es la misma de la entrada (**Valencia & Castellar, 2013**).

2.1.8.2 Zona de transferencia de masa

Tan pronto como la solución enriquecida con los metales vaya pasando por el adsorbente, los contaminantes son adsorbidos de manera significativa durante el tiempo de ruptura hasta que los poros de los adsorbentes se hayan saturado, momento en cual no se continuara el proceso de adsorción.

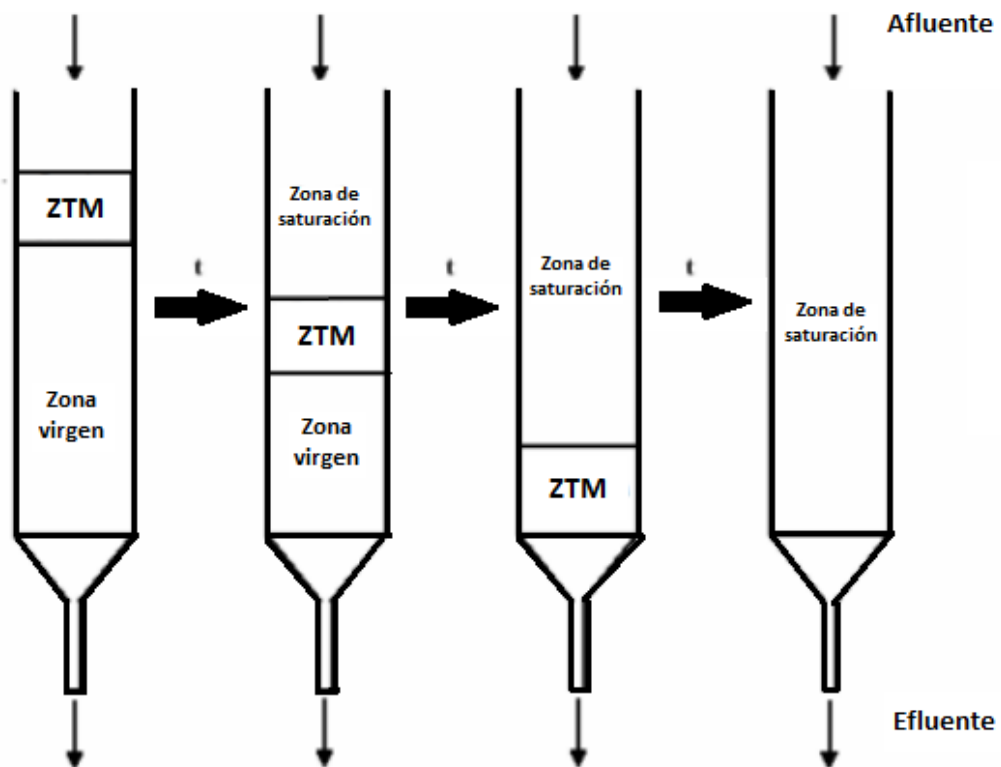
La capa saturada ira bajado por el lecho hasta que se produzca la saturación completa del lecho, para que esto ocurra debe transcurrir un tiempo significativo. En esta parte cabe recalcar que el grosor de la zona de transferencia de masa varía según el caudal establecido, ya que dentro de esta columna van a ocurrir procesos de dispersión, difusión y formación del medio de la materia adsorbente a la velocidad de entrada el agua. Para aprovechar la capacidad de adsorción se debe determinar la curva de ruptura y determinar la zona de transferencia de masa (**Moya, 2018**).

2.1.8.3 Saturación de la columna

Por otro lado, el tiempo de saturación se marca una vez la concentración de metal que sale por el efluente es superior al 90 % de la concentración inicial en la mayoría de los casos. Cabe recalcar que la saturación de la columna es controlada por parámetros tales como el tiempo, el espacio y longitud de la columna por lo que es para obtener resultados satisfactorios es importante el estudio de los parámetros adecuados para que no se produzca una saturación temprana (**Vizcaíno Mendoza & Fuentes Molina, 2015**).

Figura 8

Zona de transferencia de masa y saturación



Nota. ZTM = Zona de transferencia, Figura modificada y extraída de: (**Moya, 2018**).

2.1.8.4 Cuantificación de metales pesados

La espectrometría de absorción atómica (AAS) es la técnica para medir las concentraciones de los elementos más utilizada. Y fue pensada por Wollaston y Fraunhofer y explicada por Kirchoff y Bunsen en el siglo XIX. En 1955, Walsh

estableció las bases de la espectroscopia de absorción atómica analítica moderna al introducir un sistema que consta de fuentes de luz de cátodo hueco, atomizadores de llama, fotomultiplicadores y un sistema modulado. Cuando la radiación de la longitud de onda adecuada pasa a través de un vapor que contiene átomos en estado fundamental, parte de la radiación puede ser absorbida por la excitación de los átomos y se detecta un cambio en la intensidad de la radiación a una longitud de onda correspondiente a la energía del fotón **(Pinto, 2019)**.

La AAS se basa en la medición de la absorción de radiación óptica por átomos en fase gaseosa. La magnitud de la señal de absorción atómica está directamente relacionada con el número de átomos en el estado fundamental en la trayectoria óptica del espectrómetro. Los átomos en estado fundamental se producen a partir del material de la muestra, generalmente mediante la evaporación del disolvente y la vaporización de las partículas sólidas, seguida de la descomposición de las especies moleculares en átomos neutros. Normalmente, estos pasos se llevan a cabo utilizando un aspirador y una llama **(Izquierdo, 2011)**.

Figura 9

Espectrofotómetro de absorción atómica (AAS)



Figura modificada y extraída de **(Pinto, 2019)**.

1.3. OBJETIVOS

3.1.1 Objetivo general

- Determinar la cinética de adsorción y curvas de ruptura de los metales pesados

(Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en las sustancias adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba.

3.1.2 *Objetivos específicos*

- Determinar la velocidad de adsorción de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) en diferentes materiales adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba.
- Identificar el efecto de la matriz sobre la velocidad de adsorción de diferentes materiales adsorbentes para remover metales disueltos en agua residual de lavadoras de autos del cantón Ambato.
- Determinar curvas de ruptura de la adsorción de metales pesados en columnas de adsorción.

CAPITULO 2

METODOLOGIA

3.2 Características de los adsorbentes

Los adsorbentes utilizados en el presente estudio fueron determinados en estudios anteriores al mismo dado que los materiales adsorbentes presentan diferentes características que los hace más o menos afines a cierto metal de interés. Las características ideales encontradas fueron la siguientes:

Tabla 3

Características de los adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba

Adsorbente	Radio del poro (nm)	Porosidad (%)	Característica	Diámetro (mm)	Adsorbe principalmente
Piedra caliza	1,17 -2,76 ^d	26,8	El principal derivado de la caliza es la cal, que es el producto que se obtiene calcinando la piedra caliza por debajo de la temperatura de	0,42 ^a 0,59 ^b	Metales pesados como el cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), mercurio (Hg), etc. ^c

			descomposición del óxido de calcio ^a		
Turba	2	66,9	Las turbas están constituidas por lignina, celulosa y sustancias húmicas, que comprenden a los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas ^e	15 – 45 mm ^d	Retención y de intercambio iónico entre metales disueltos, nutrientes, sólidos en suspensión, materia orgánica, aguas contaminadas por hidrocarburos, aceites y olores de productos domésticos e industriales ^d
Carbón activo granular	0.8 a 2.81 nanómetros ^d	39,55 ^d	Presenta microcristales compuestos por estructuras bidimensionales de planos hexagonales de átomos de carbono. ^d	0,60 - 1,18 mm ^d	Metales en aguas ácidas de mina con concentraciones altas de sulfatos ^d

Notas: ^a(Romualdo & Carlos, 2019) ^b(Naranjo, 2017) ^c(Salazar, 2022)^d (Tobar, 2021) ^e(Martínez et al., 2012).

3.2.1 Preparación de los adsorbentes piedra caliza, carbón activo y turba

Los adsorbentes se escogerán secos en un buen estado y en una cantidad mayor a la requerida considerando posibles pérdidas en el proceso de tamizado, el cual en hacer pasar el adsorbente en un tamiz de 3 mm, principalmente para eliminar cualquier tipo de estructura sólida de diámetro mayor a 3mm que pudiera estar en el mismo y evitar, de esta manera, posibles errores en los ensayos posteriores.

3.3 Reactivos

Para la preparación de los reactivos se determinaron las cantidades de compuesto que contiene cada metal y se añadieron al litro de solución en donde se requirieron concentraciones 10 veces superiores a los límites permisibles por el TULSMA. Por ejemplo, para obtener los 10 mg/L de átomos de plomo se requiere de $(\text{Pb}(\text{NO}_3)_2)$ de la marca comercial --- cuya pureza es del 99% y cuyo peso molecular es de 331.2 g/mol. En primer lugar, se realizó los respectivos cálculos y se obtuvo que para obtener los 2 mg del metal (Pb) por litro se requieren de 3,20 mg de a solución de $(\text{Pb}(\text{NO}_3)_2)$ y se procedió a pesar para posteriormente mezclarlo, colocarlo a un pH de 6 y almacenarlo con una adición de 1% de ácido nítrico con el objetivo de evitar la precipitación de los metales en cuestión.

Los reactivos que serán empleados para la elaboración de las soluciones sintéticas que contienen los iones metálicos presentan las siguientes características:

Tabla 4

Características de los químicos que contienen los metales de interés

Compuesto	Peso molecular g/mol	Marca comercial	Pureza	Concentración del metal (mg/L)	Concentración del compuesto (mg/L)
$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	331.2	Laboratorios H.V.O.	99%	2	3.1998
$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	170.48	Borita	99%	10	26,8331
ZnCl_2	136,30	Sigma-Aldrich	99%	50	104,2333

$K_2Cr_2O_7$	294,18	ISOLAB	99%	5	14
$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	237.69	Otto	99%	20	81
$Cd(NO_3)_2$	236.42	Loba Chemie	99%	0.20	120,666

Nota. Datos obtenidos de los laboratorios de la Universidad Técnica de Ambato.

3.4 Determinación de la cinética de la adsorción

La velocidad de adsorción es el estudio de la variación de la concentración de un reactivo, en este caso de los metales pesados, por unidad de tiempo y se utilizan para estudiar el mecanismo de adsorción y comprender mejor el comportamiento de las sustancias que intervienen en la adsorción. Siendo el objetivo principal la determinación de la velocidad y el mecanismo que controla el proceso de adsorción de los metales pesados por el adsorbente para poder seleccionar los parámetros de operación para el diseño de sistemas de tratamiento para efluentes industriales mediante columnas de adsorción.

3.4.1 *Proceso*

Las soluciones que se realizaron anteriormente se utilizaron para determinar la cinética de la adsorción al añadir 10 gramos del material absorbente en muestras de 500mL de agua destilada con los reactivos. Se agitaron a 150 rpm y tomaron muestras de 20 ml en diferentes tiempos de contacto 1, 2, 5, 10, 15, 20, 30 y 60 minutos para a continuación filtrarlas, con papel filtro, y determinar la concentración de cada contaminante en la solución. Este procedimiento se realizó para dos materiales adsorbentes los más efectivos entre la turba, carbón activado o piedra caliza según fuentes bibliográficas.

Para la determinación de las concentraciones de Cr^{+6} , Zn^{+2} , Ni^{+2} , y Cu^{+2} se utilizó el equipo fotométrico multiparamétrico HI 83399 de la marca Hanna Instruments, mientras que, el resto de los metales serán establecidos mediante el equipo de adsorción atómica AA500 Atomic Absorption Spectrometer de la marca Pg Instruments.

Para la obtención de los resultados en cuanto a la cinética de adsorción se graficó la

capacidad de adsorción en función del tiempo para las diferentes soluciones sintéticas de metales y los dos tipos de adsorbentes en objeto de estudio.

3.5 Determinación de los modelos de adsorción

3.5.1 Procedimiento para obtener el modelo pseudo-primer orden

Para determinar si la cinética de adsorción de los metales con los adsorbentes cumple con el modelo de pseudo primer orden, en primer lugar, se graficó $\log (q_{eq} - qt)$ en función del tiempo, haciendo uso de los datos experimentales de concentración de metales en la solución y en el adsorbente luego de entrar en contacto a ciertas condiciones de tiempo. Se debe tener en cuenta que para que se pueda presentar un ajuste del modelo, el factor de correlación debe ser cercano a 1 para establecer que es el modelo que más se ajusta con los datos obtenidos.

3.5.2 Procedimiento para obtener el modelo pseudo-segundo orden

Mediante los datos arrojados en los experimentos realizados, se graficó t/qt en función del tiempo, siendo t un tiempo establecido (1,2,5,10,15,20,40 y 60 min) y qt la concentración de iones del metal (mg/L) en el mismo tiempo. En este caso, el intercepto será dado por $1/K_2q_{eq}$ y la pendiente por $1/q_{eq}$. Al igual que en el ítem anterior, se optó por usar el programa Excel para calcular el factor de correlación (cercano a 1).

3.6 Procedimiento para obtener rectas de calibración en el espectrofotómetro

La calibración del instrumento es una etapa fundamental en la mayoría de los procedimientos de medición. Es un conjunto de operaciones que establecen la relación entre la salida del sistema de medición (p. ej., la respuesta de un instrumento) y los valores aceptados de los estándares de calibración (p. ej., la cantidad de analito presente). Por lo que, para determinar correctamente los métodos analíticos de cuantificación es imprescindible la calibración del instrumento. Por lo general, esto implica la preparación de un conjunto de estándares que contienen una cantidad conocida del analito de interés, la medición de la respuesta del instrumento para cada estándar y el establecimiento de la relación entre la respuesta del

instrumento y la concentración del analito. Esta relación luego se utiliza para transformar las mediciones realizadas en las muestras de prueba en estimaciones de la cantidad de analito presente (**Gutiérrez-Cardona et al., 2013**).

Construcción de una curva de calibración y determinación de la concentración de una sustancia en agua mediante análisis UV.

- 1) Se preparó una solución madre (solución A) con una concentración de 100 mg/l pesando la cantidad necesaria de mg de la muestra sólida, transfiriendo a un matraz volumétrico de 250 ml y diluyendo con agua desionizada.
- 2) Mediante diluciones apropiadas de la solución A, se realizaron 7 soluciones de calibración según el rango establecido en el método empleado que generalmente oscila entre 10 – 0 mg/L.
- 3) Por último, se calcularon las concentraciones reales de las soluciones de calibración, midió la absorbancia de cada solución de calibración.
- 4) Se grafico la absorbancia frente a las concentraciones conocidas calculadas para todas las muestras. La concentración conocida en el eje X y la absorbancia en el eje Y. Se decidió crear el gráfico en el programa Excel de Microsoft la opción para calcular la línea de regresión para los puntos graficados.
- 5) Es posible eliminar uno de los dos puntos para cada dilución para obtener la mejor línea de regresión, en este caso no se eliminaron los puntos.
- 6) Y por último se calculó la concentración de la solución desconocida utilizando la ecuación de la línea de regresión. Ya que, la absorbancia desconocida se sustituyó como Y en la ecuación y despejando x se obtiene la concentración.

3.7 Cuantificación de metales

La cuantificación de los metales Cu (II), Cr (VI), Ni (II) y Zn (II) se llevó a cabo mediante el fotómetro multiparamétrico HI 83399 de la marca comercial Hanna Instruments (Figura 10). Este equipo destaca por poseer un sistema óptico innovador que utiliza LED, filtros de interferencia de banda estrecha, lentes de enfoque, un

fotodetector de silicio para medir la absorbancia y un detector de referencia el cual permite establecer una fuente lumínica constante garantizando que, en cada medición, se logró obtener cuantificaciones repetibles y con una alta precisión. Además, este equipo contiene cubetas CAL Check las cuales son exclusivas de la empresa Hanna que validan la fuente lumínica y el detector permitiendo que el investigador marque la concentración o la absorbancia en la longitud de onda determinada que se ajuste con los valores químicos obtenidos en la experimentación. Por último, cuenta con una lectura que muestra la unidad apropiada de medida, junto con la forma química (HANNA Instruments Colombia, 2022).

Figura 10

Fotómetro multiparamétrico HI 83399 Hannan



Nota. Equipo utilizado para cuantificar los metales cromo (VI), cobre (II), níquel (II) y zinc (II),

3.7.1 Cuantificación de cromo (VI) mediante análisis fotométrico

Para este procedimiento las muestras reaccionan con ácido de difenilcarbohidrazida con el propósito de que el cromo (VI) presente reaccione selectivamente para formar el característico complejo de color violeta. Cuyo procedimiento es el siguiente:

- 1) Se añadió 10 ml de la muestra inicial de cromo en la cubeta del fotómetro.
- 2) Se insertó y presiona la tecla 'cero' en el equipo.

- 3) Se añadió el sobre cromo 1 en la cubeta de 10 ml, se mezcla durante 20 segundos y se deja reposar 3 minutos.
- 4) Se introdujo la cubeta en el fotómetro y se presionó la opción 'lectura'.

3.7.2 Cuantificación de níquel (II) mediante análisis fotométrico

El procedimiento para cuantificar el contenido de Ni en las muestras empleando el método fotométrico de la marca comercial WTW es el siguiente:

Preparación del blanco.

- 1) Encender el fotómetro y colocar el método de Absorbancia 575 nm.
- 2) Colocar 5 ml de agua destilada (pH 3-8) en un tubo de ensayo o vial de 16 mm.
- 3) Colocar el tubo en el fotómetro y presionar "Cero".
- 4) Añadir 1 gota de Reactivo Ni-1, mezclar fuertemente y dejar en reposo 1 minuto, en caso de no presentar un color amarillento aumentar otra gota de Ni-1.
- 5) Añadir 2 gotas del Reactivo Ni-2 y mezclar fuertemente.
- 6) cuando no haya presencia de burbujas en la solución añadir 2 gotas del Reactivo Ni-3, mezclar fuertemente y dejar reposar de 3 a 5 minutos.
- 7) Colocar el tubo en el fotómetro y presionar lectura.

Cuantificación de las muestras

- 1) Encender el fotómetro y colocar el método de Absorbancia 575 nm.
- 2) Colocar 5 ml de la muestra (pH 3-8) en un tubo de ensayo o vial de 16 mm.
- 3) Colocar el tubo en el fotómetro y presionar "Cero".
- 4) Añadir 1 gota de Reactivo Ni-1, mezclar fuertemente y dejar en reposo 1 minuto, en caso de no presentar un color amarillento aumentar otra gota de Ni-1.

- 5) Añadir 2 gotas del Reactivo Ni-2 y mezclar fuertemente.
- 6) Cuando no haya presencia de burbujas en la solución añadir 2 gotas del Reactivo Ni-3, mezclar fuertemente y dejar reposar de 3 a 5 minutos.
- 7) Colocar el tubo en el fotómetro y presionar lectura.

3.7.3 Cuantificación de cobre (II) mediante análisis fotométrico WTW

El procedimiento para cuantificar el contenido de Cu^{+2} en las muestras empleando el método de la marca comercial WTW se detalla a continuación:

Preparación del blanco.

- 1) Colocar 10 ml de agua destilada (pH 7-8.5) en la cubeta del fotómetro y presionar ‘‘Cero’’.
- 2) Añadir 10 ml de la muestra a un vaso de precipitación de 50 ml.
- 3) Añadir 2 cucharadas verdes de Cu-1 (Que se encuentran en el interior) y agitar hasta que el soluto se haya disuelto por completo. (1 cucharada cada 5 ml).
- 4) Devolver la solución a la cubeta y agregar 10 gotas de Cu-2.
- 5) En los 5 minutos siguientes se produce la reacción.

Cuantificación de las muestras

- 1) Añadir 10 ml de la muestra a un vaso de precipitación de 50 ml.
- 2) Añadir 2 cucharadas verdes de CU-1 (Que se encuentran en el interior) y agitar hasta que el soluto se haya disuelto por completo. (1 cucharada cada 5 ml).
- 3) Devolver la solución a la cubeta y agregar 10 gotas de CU-2 y esperar por 5 minutos mientras se produce la reacción.
- 4) Seleccionar en el fotómetro la opción absorbancia a 575 nm.
- 5) Colocar la cubeta con el blanco preparado anteriormente y marcar ‘‘Cero’’.

- 6) Sacar la cubeta del fotómetro e insertar la cubeta con la muestra y marcar lectura.
- 7) Anotar la absorbancia obtenida e insertar en la ecuación $x = (y - 0,0602) / (0,3845)$ para obtener el valor en (mg/l) según el método de Hanan Instruments Verificado.

3.7.4 Cuantificación del de cobre (II) mediante el método de Hannan Instruments.

Este método es adaptado de EPA method y se muestra a continuación:

Cuantificación de muestras.

- 1) Añadir 10 ml de la muestra en la cubeta del fotómetro.
- 2) Colocar la cubeta en el fotómetro en opción Cobre HR y presionar “cero”.
- 3) Agregar un sobre de cobre HR agitar vigorosamente durante 15 segundos.
- 4) Introducir la cubeta en el fotómetro y presionar “tiempo”.
- 5) Una vez transcurrido el tiempo (0,45 segundos) presionar en “lectura”.

3.7.5 Cuantificación de zinc (II) mediante análisis fotométrico.

En este procedimiento el zinc (II) forma un complejo azul con 2-carboxi-2'-hidroxi-5'-sulfoformazil benceno (zincon) en una solución tamponada pH 9 cuyo proceso en el laboratorio es el siguiente:

- 1) Se añadió 10 ml de la muestra en la cubeta del fotómetro.
- 2) Se inserta y presiona la tecla ‘cero’ en el equipo.
- 3) Se añadió el sobre zinc 1 en la cubeta de 10 ml, se mezcla durante 20 segundos y se deja reposar 3 minutos.
- 4) Se introdujo la cubeta en el fotómetro y se presionó la opción ‘lectura’.

3.7.6 Cuantificación de cadmio (II) mediante análisis espectrofotométrico

En primer lugar, se construyó una curva de calibración del equipo a través de

estándares obtenidos con el propósito de garantizar que los resultados sean validados. El procedimiento realizado para la calibración y cuantificación es la siguiente:

- 1) Se realizó la curva de calibración del equipo, realizando 7 diluciones cada una con concentraciones de 100 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 200 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 300 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 400 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 500 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 600 $\mu\text{g}/\text{mg}$ y 700 $\mu\text{g}/\text{mg}$.
- 2) Las muestras previamente digeridas durante 1 hora en el digestor de muestras y diluidas 1/10 se colocaron en el equipo para establecer las mediciones respectivas.

3.7.7 Cuantificación de plomo (II) mediante análisis espectrofotométrico

De manera similar se procedió a realizar en primer lugar la calibración para garantizar que los resultados muestren valores validados para posteriormente realizar las cuantificaciones. El procedimiento a seguir fue el siguiente:

- 1) Se realizó la curva de calibración del equipo, realizando 7 diluciones cada una con concentraciones de 100 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 200 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 300 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 400 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 500 $\mu\text{g}/\text{mg}$, 600 $\mu\text{g}/\text{mg}$ y 700 $\mu\text{g}/\text{mg}$.
- 2) Las muestras previamente digeridas durante 1 hora en el digestor de muestras y diluidas 1/100 se colocaron en el equipo para establecer las mediciones respectivas.

3.8 Determinación del efecto de matriz

Este efecto se relaciona directamente con las interferencias que produce la matriz, ya que de alguna manera aumenta o disminuye la señal instrumental que en teoría es producida únicamente por el analito de interés. Para este experimento en primer lugar, se añadieron las concentraciones de todos los metales en estudio según lo establecido con anterioridad (10 veces la concentración de la Tabla 8 del TULSMA) en el agua filtrada de las lavadoras. Para ello se añadieron al litro de agua, con los metales en cuestión, 10 gramos de cada uno de los materiales adsorbentes (en 2 experimentos diferentes, uno para cada adsorbente). Y se determinó la concentración de cada metal y tiempo como en los experimentos con agua destilada. Como se determinó 6 metales por cada muestra se tomarán 60 ml del agua a un tiempo

determinado, se filtró, digirió las muestras y se realizaron las determinaciones de las concentraciones de metales mediante análisis fotométricos y por AA500 Atomic Absorption Spectrometer.

Para la estandarización del método es necesario realizar experimentos con un solvente como el agua destilada, es decir, estándar la cual suprime las interacciones con otros posibles compuestos presentes en la muestra. Sin embargo, después de la estandarización del método es necesario realizar pruebas industriales, para evaluar la respuesta que presenta el experimento en la eliminación de los químicos presentes en las aguas residuales.

Con el objetivo de acercar los resultados a la realidad se procedió a cuantificar los metales en el efluente obtenido de las lavadoras de la ciudad de Ambato, debido a que la composición de la muestra es bastante compleja, es necesario realizar un ensayo matriz, en el cual se evalúen diferentes proporciones de la muestra residual con el solvente, para determinar de mejor manera cuál es el cambio en la capacidad analítica de la prueba al usar estas muestras.

Como se comentó anteriormente, otro de los propósitos fundamentales de este trabajo es evaluar el efecto que tiene la composición de las muestras residuales sobre el porcentaje de remoción con la matriz.

3.8.1 Toma de muestras

Las muestras con las aguas residuales derivadas de las plantas de lavadoras de vehículos fueron obtenidas de un total de 8 lavadoras ubicadas en la ciudad de Ambato. Como se puede observar a continuación en la Tabla 5:

Tabla 5

Nombre y ubicación de las lavadoras de donde se obtuvieron las muestras

N.º	Nombre de la lavadora	Ubicación	Apariencia del efluente
1	CARWASH	Av. Los Atis y Gregorio Escobedo	Muy turbia, de color negro y con fuerte olor a sulfuro

2	OCTOPUS	Av. Manuela Sáenz y Nibrija	Turbio, parcialmente de color café-oscuro y con fuerte olor a sulfuro
3	B & B	la Joya, frente a Juanchos's grill	Color amarillo, turbio y con olor fuerte
4	BANDYS	Av. Julio Jaramillo y Av. Los Chasquis	Color café, turbio y con un ligero olor a sulfuro
5	MAGO CAR	Himno Nacional y Heroína	Color amarillo claro, ligeramente turbio y con un ligero olor
6	ZURITA	Av. Víctor Hugo y Manuel Isaías Sánchez	Color negro, turbio y con un olor a sulfuro fuerte
7	SCARLET	Av. Víctor Hugo s/n y Antonio Ante	Color café oscuro, olor fuerte y alta turbiedad
8	LAVADORA AMBATO	Av. Rumiñahui y Av. Pichincha	Color amarillo, ligeramente turbio y olor leve

Notas. Las muestras fueron obtenidas por estudiantes en prácticas de la Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica

3.8.2 *Caracterización de la muestra de lavadoras homogenizada*

Es importante especificar los datos de las aguas residuales de partida para poder evaluar posteriormente los cambios que han ocurrido en la misma.

Se evaluaron parámetros importantes en las aguas residuales como el pH, porcentaje de oxígeno disuelto, conductividad, turbidez, demanda química de oxígeno, la temperatura, presión, sólidos totales y apariencia.

Tabla 6

Caracterización la mezcla de las lavadoras de la ciudad de Ambato homogenizada

Parámetros	Valores
pH	7,17
Porcentaje de Oxígeno disuelto (%)	32,8
Conductividad (µs/cm)	670
NTU	333
DQO (mg/L)	1320
Temperatura (°C)	19,07
Presión (mmHg)	548,2
Solidos totales (g/L)	0,18
Apariencia	Agua residual turbia y de color oscuro

Nota. Datos obtenidos por el equipo multiparamétrico de caracterización de LACONAL de la Universidad Técnica de Ambato.

Como resultado la muestra presentó un pH de 7.13, una conductividad de 670 ms/cm, la concentración de oxígeno de DQO 1320 mg/L, la turbidez de 333 NTU, estas medidas fueron tomadas a 19.07 °C. Al final como residuo se obtuvo un compuesto solido-húmedo (lodo) de óxido de hierro (III).

Se realizaron los análisis fisicoquímicos empleados para la determinación de los metales como el hierro (Fe), cromo (Cr), zinc (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb) y cadmio (Cd) estos fueron desarrollados según los protocolos de la Universidad Técnica de Ambato. La caracterización de las muestras obtenidas a través de los efluentes de las lavadoras arrojó los siguientes resultados:

Tabla 7

Concentración de metales en la mezcla homogenizada obtenida de lavadoras de la ciudad de Ambato

Metal	Concentración (mg/l)
-------	----------------------

Hierro	2,2
Cromo	0,230
Zinc	41
Cobre	0,1
Níquel	0,10
Plomo	0
Cadmio	0

Nota. Datos obtenidos en la Universidad Técnica de Ambato.

3.8.3 Pretratamiento

3.8.3.1 Prueba de jarras para coagulación-floculación

La prueba de jarras es un procedimiento que sirve para estimar la cantidad de coagulante que se requiere para la coagulación y floculación. Al adicionar diferentes cantidades de un agente coagulante en diferentes jarras con el mismo volumen de muestra. El procedimiento que se siguió es el siguiente:

- 1) Se sustrajo 2 litros de la muestra de las lavadoras homogenizada (150 L) mediante el uso 1 bomba.
- 2) Se controló el pH en 6 (se utilizó hidróxido para subir de pH y ácido sulfúrico para bajar el pH).
- 3) Se colocó 500 ml en cada una de las jarras (4) y adicionó la cantidad de sulfato ferroso especificado para cada recipiente.
- 4) Se agitó en un floculador primero a 150 rpm mediante 3 minutos y después a 10 rpm por 10 minutos.
- 5) Se dejó sedimentar durante aproximadamente 2 horas.
- 6) Se cuantificaron los diferentes parámetros en objeto de estudio como la turbidez y la conductividad.

Los resultados del procedimiento se observan en la Tabla 8 en donde se observan las concentraciones del coagulante, sulfato ferroso 10 g/L, y floculante, poliacrilamida catiónica, utilizado para 500 ml de la muestra de lavadoras homogeniza y, por último, la turbidez que nos sirvió para evaluar el ensayo con los mejores parámetros para el proceso de adsorción.

Tabla 8

Concentraciones utilizadas para la determinación de la cantidad de coagulante optimo y del floculante

Muestra	pH	FeSO ₄ - 10 g/l (ml)	Floculante (ml/L)	Turbidez
1	6	12	0,5	148
2	6	16	0,5	106,8
3	6	32	0,5	90
4	6	64	0,5	26,4

Nota. Datos Obtenidos de la Universidad Técnica de Ambato.

3.9 Procedimiento para la determinación de las curvas de ruptura de la adsorción de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb Zn) en columnas compuestas por piedra caliza, carbón activado y turba

Como se mencionó anteriormente, las curvas de ruptura son necesarias para establecer el funcionamiento de las columnas de adsorción. Mediante las gráficas generadas en este estudio se obtiene la representación de la adsorción de los metales en función del tiempo, en donde el área bajo la curva determina la cantidad de metal adsorbido, así como la capacidad y el tiempo máximo de operación de las columnas hasta que en la salida muestra concentración de metal que se puede permitir, conocido como punto de ruptura. Por último, también se puede obtener el tiempo de ruptura, es decir, el tiempo empleado para alcanzar la concentración de metal permitida en la salida del efluente.

Para la determinación del punto de ruptura se utilizaron dos columnas de tubería

plástica de 10 cm de diámetro por 1,3 m de largo en donde ingresará 1 metro del material adsorbente y se administrará la solución con los metales a una concentración establecida para cada metal utilizando una bomba dosificadora a un caudal de 7 ml/min para un tiempo de residencia hidráulico de 2 horas. Por último, se tomarán muestras hasta que la concentración de metal a la salida iguale el 50% de la concentración de entrada y establecer las curvas de ruptura.

En este caso se determinó el punto y tiempo de ruptura cuando la concentración del metal alcance el 50% de la concentración de alimentación del metal inicial (C_0). Para ello, se deberán implementar las columnas con los adsorbentes que muestren los mejores resultados, se colocará el agua con los metales en objeto de estudio presentes y se tomarán muestras de 100 ml a diferentes rangos de tiempo para lograr identificar el tiempo en el cual se alcance el 50% de la concentración de metal inicial.

3.9.1 Procedimiento de operación de las columnas de adsorción

Para el correcto manejo de las columnas de adsorción se siguieron los pasos establecidos por Zambrano & Morán, 2016 en la depuración de aguas residuales de una Industria Textil aplicando adsorción con carbón activado, por lo que se realizaron los siguientes pasos:

1. Se colocó el adsorbente previamente tratado en cada una de las columnas, es decir, la primera columna compuesta por 1 m de altura y 10 cm de diámetro.
2. Se hizo una prueba en blanco con agua potable, con el fin de observar que el equipo se encuentre en condiciones, por lo que, se llenaron las columnas con agua con el propósito de eliminar cualquier tipo de material sobrante que trae el adsorbente, para esto se mantuvo un caudal de salida de 7 ml/min en cada columna. Este funcionamiento se mantuvo el sistema por aproximadamente un día.
3. Una vez, que el equipo esté funcionando correctamente, se detuvo la prueba en blanco y se colocó 300 L de agua residual en el tanque de alimentación.
4. Posteriormente se iba sacando 20 litros del tanque de alimentación a un recipiente de 20L para enriquecerlo con los metales de estudio mediante una muestra sintética de 500 ml se iba preparando aproximadamente cada 10 días,

dado que cada 2 días se procedió a colocar 100 ml de la solución sintética de metales en 20 litros de muestra pretratada de las lavadoras.

5. Se comenzó a bombear el agua residual enriquecido obtenidos de las 10 lavadoras de la ciudad de Ambato. Esta solución, que contuvo 10 veces las concentraciones permisibles por el TULSMA, se bombeó en la columna número 1 de un metro de piedra caliza a razón de 7 ml/m, es decir, 10, 08 litros por día durante 25 días.
6. La solución que iba pasando por la columna se almacenaba en otro recipiente para posteriormente ser bombeada a la columna N.º 2 la cual constaba de 70 cm de carbón activo y 30 cm de turba.
7. Seguidamente, se tomaron muestras de ambas columnas transcurridas 24 horas de operación.
8. Una vez que el adsorbente se encuentre saturado, se dio por finalizada la experimentación. Por lo que, se apagaron las bombas y se eliminó toda el agua de las columnas, para sacar todo el adsorbente usado y finalmente lavar el equipo con agua potable.

Cabe recalcar algunos aspectos como que se inició la operación en el mes de marzo del 2021, en este periodo se reguló a diario el nivel de agua manipulando las bombas para su control tanto en el efluente 1 que entra a la columna de piedra caliza como en el efluente 2 que bombea la muestra hacia la columna de carbón activo y turba.

Durante los 25 días del proceso se continuó con la observación del buen funcionamiento del sistema, verificando cambios en las características físicas del agua que puedan perjudicar el correcto funcionamiento de las columnas.

Se muestreó cada día lo que implicó acumular aproximadamente 1 L de agua tratada por semana, 500 ml de cada columna en operación.

El sistema operó hasta el 26 de abril de 2022, lo que permitió realizar 25 muestreos en 6 semanas de funcionamiento del sistema.

En los fines de semana dado que las puertas de la universidad se encuentran cerradas se procedió a detener el sistema los viernes en la tarde a las 4 pm aproximadamente,

apagando las dos bombas, y el lunes a las 9 am se procedía a iniciar nuevamente las bombas hidráulicas para continuar con el experimento. Cabe mencionar que las muestras fueron tomadas una vez transcurridos 24 horas de la puesta en marcha a las 9 pm.

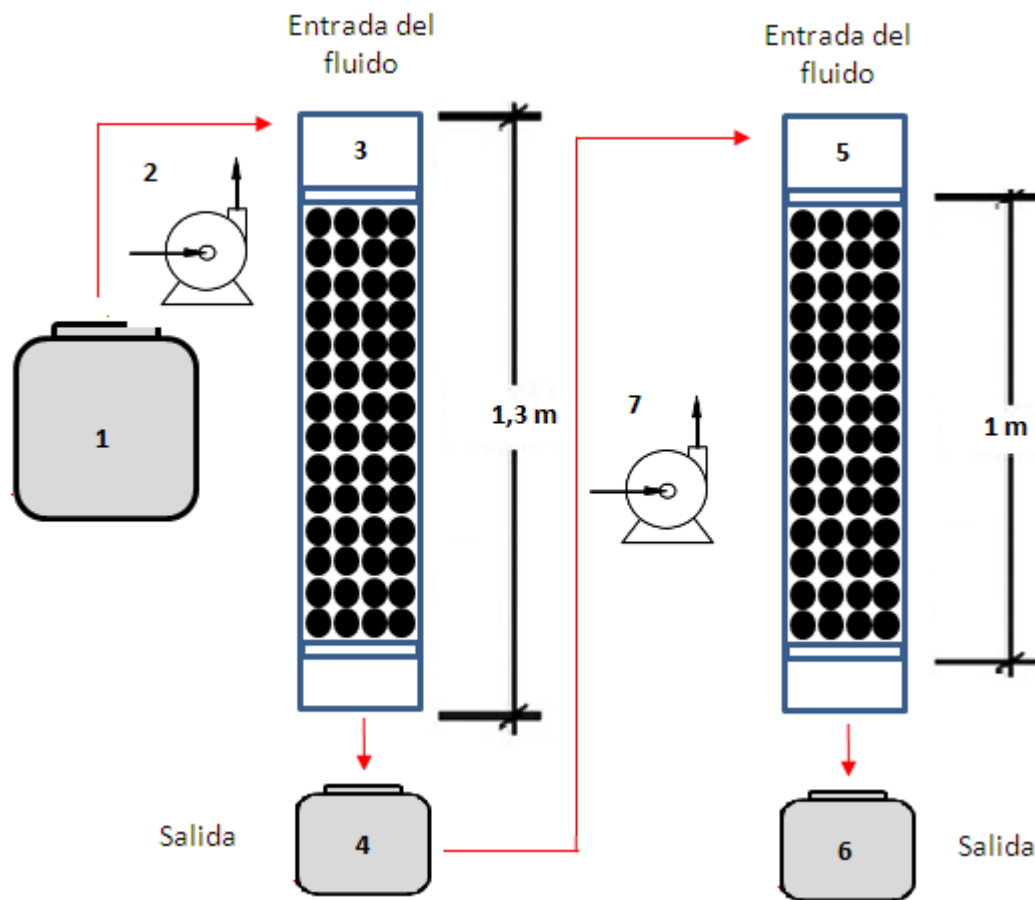
Por último, una vez concluido el experimento se procedió a vaciar todas las columnas y lavar las columnas.

3.9.1.1 Composición de las columnas

Como se puede observar en la Figura 11 Las dos columnas de plástico son de una altura de 1,3 metros y en las cuales se agregaron los adsorbentes de la siguiente manera: la primera columna de piedra caliza a una altura de 1 m y la segunda columna compuesta por 70 cm de carbón activo y 30 cm de turba a una altura total de 1 m. Además, se observan los equipos y materiales utilizados observando con número 1 el recipiente almacenador 1 ubicado en la parte izquierda, la cual contiene el agua residual pretratada, en la parte de arriba, con el número 2, se puede observar la bomba hidráulica, que bombea agua a 7 ml/min hacia la columna número 1 que está representada con el número 3 y la cual está compuesta por un metro de piedra caliza. El agua residual se vuelve a almacenar en un recipiente almacenador 2, que se puede observar con el número 4. Posteriormente se vuelve a bombear mediante la bomba hidráulica identificada en la Figura 11 con el número 7, hacia la columna número 6 compuesta por 70 cm de carbón activo y 30 cm de turba para que finalmente el líquido tratado se deposite en el último recipiente representado con el número 7.

Figura 11

Montaje experimental de las columnas



Notas. 1 = recipiente de almacenamiento 1; 2 = bomba peristáltica; 3 = columna 1; 4 = recipiente de almacenamiento 2; 5 = columna 2; 6 = recipiente de almacenamiento 3; 7 = bomba peristáltica 2. Figura adaptada y extraída de: (Moron, 2018)

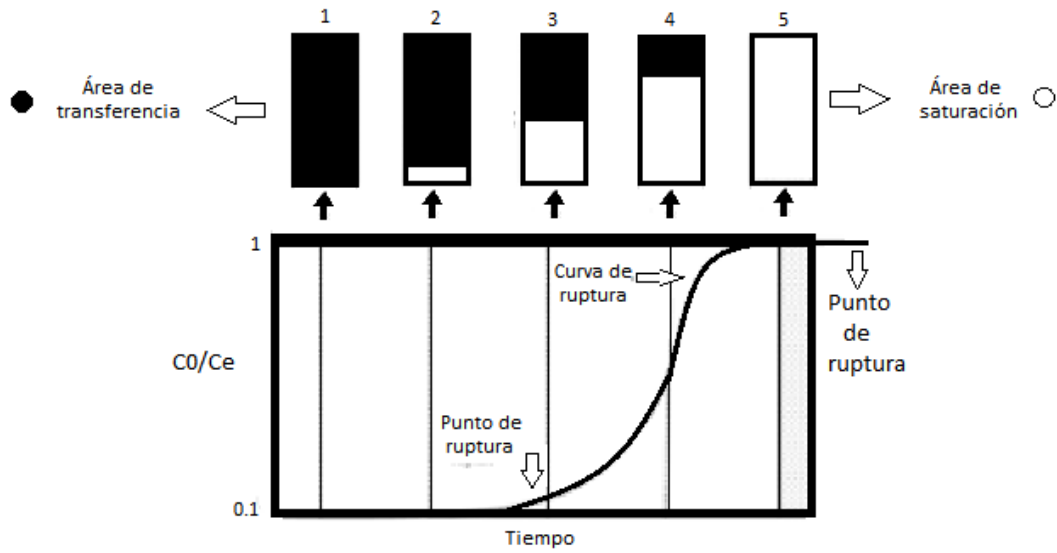
3.9.1.2 Zona de transferencia de masa

Una vez el agua residual enriquecido circuló a través del material adsorbente, la concentración del contaminante disminuyó de manera significativa hasta que con el paso del tiempo los poros del material adsorbente se iban saturando y ya no se producía el proceso de adsorción. La capa saturada iba bajando hasta que se produjo el agotamiento por completo de la columna una vez transcurridos los 25 días de operación.

El grosor de la zona de transferencia de masa va a variar de acuerdo con el caudal con el que el agua residual circula a través de la columna, ya que dentro de esta columna van a ocurrir procesos de dispersión, difusión y formación e el medio de la materia adsorbente.

Figura 12

Curva de ruptura típica del carbón activo mostrando el movimiento de la zona de transferencia de masa



Nota: Figura extraída y adaptada de: (Moya, 2018).

CAPITULO 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.10 Cinética de adsorción de los metales con los adsorbentes

La cinética se estableció a través de la capacidad de adsorción de cada metal con los dos adsorbentes más efectivos según fuentes bibliográficas, gracias a las características químicas del metal y de los grupos funcionales de las superficies de los adsorbentes. Las condiciones de operación empleadas fueron a 0,5 litros de agua destilada con concentraciones iniciales de los metales 10 veces las permitidas por el Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA, en la TABLA 8. Límites de descarga a el sistema de alcantarilla público del Libro VI Anexo 1, con 10 g/L de los adsorbentes a un mismo tamaño de partícula y a una velocidad de 150 rpm.

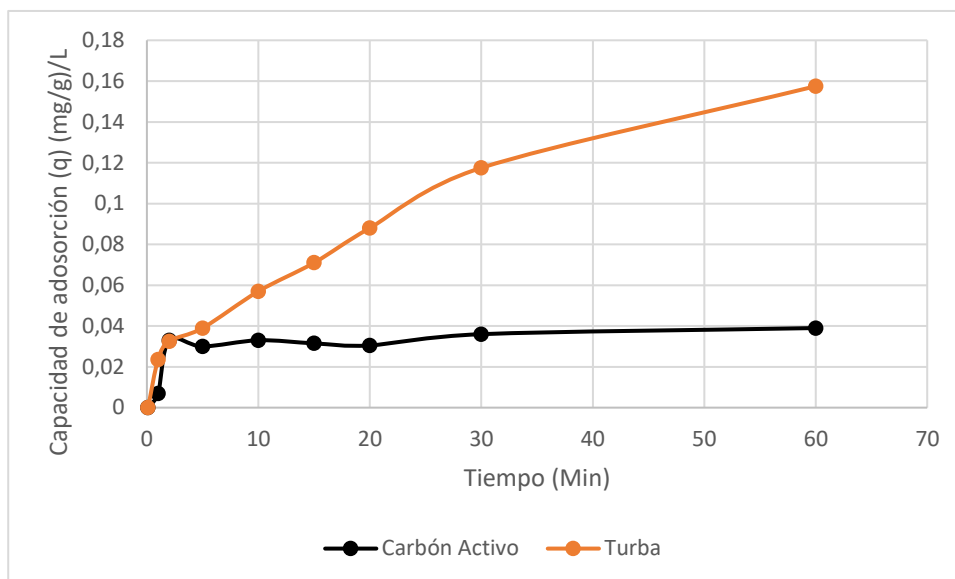
La importancia de estudiar el efecto sobre la adsorción de un ion metálico sin la presencia de otros iones que suelen acompañarlo en aguas residuales radica en conocer la capacidad ideal de adsorción que presenta un ion metálico sin interferencias, para ello se empleó agua destilada desionizada.

3.10.1 Capacidad de adsorción de adsorción del cromo (Cr₂O₇)⁻² en los adsorbentes turba y carbón activo

En la Figura 13 podemos observar la capacidad de adsorción que presentan 5 mg/L de cromo (VI) en la forma de dicromato (Cr₂O₇)⁻² con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes carbón activo y turba.

Figura 13

Capacidad de adsorción de cromo (VI) con los adsorbentes turba y carbón activo



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando la turba y el carbón activo entran en contacto con 5 mg/L de cromo (VI).

En la Figura 13 se observa que la turba presenta una mayor capacidad de adsorción en función del tiempo con un valor de (q) de 0,1575 mg*g/L que va en aumento al cabo de 60 minutos en comparación con el carbón activo que alcanzó una capacidad de adsorción máxima ($q_{\text{máx}}$) de 0,039 mg*g/L a los 2 minutos aproximadamente. Además, se observa que en el caso de la turba no se llega a un equilibrio, ya que la curva aún no presenta un comportamiento constante. Karthikeyan et al., 2005 quienes trabajaron con carbones activados a partir de aserrín de madera para la remoción de cromo (VI), obtuvieron un tiempo de contacto óptimo de 300 minutos, por lo que es de esperar que a los 300 minutos la turba tenga una capacidad de adsorción máxima cercana a las reportadas por los autores de 0,7874 mg*g /L. Este resultado permite deducir que el tamaño de los poros de la turba es adecuado para la adsorción de Cr (IV).

Así mismo se podría sugerir que la afinidad del metal Cr^{+6} con los sitios activos de la turba esto estaría asociado a la mayor difusión interna del adsorbato, lo cual está asociado a la mayor área superficial, volumen de microporos y a la mayor cantidad de grupos catiónicos del adsorbente (Lavado et al., 2012).

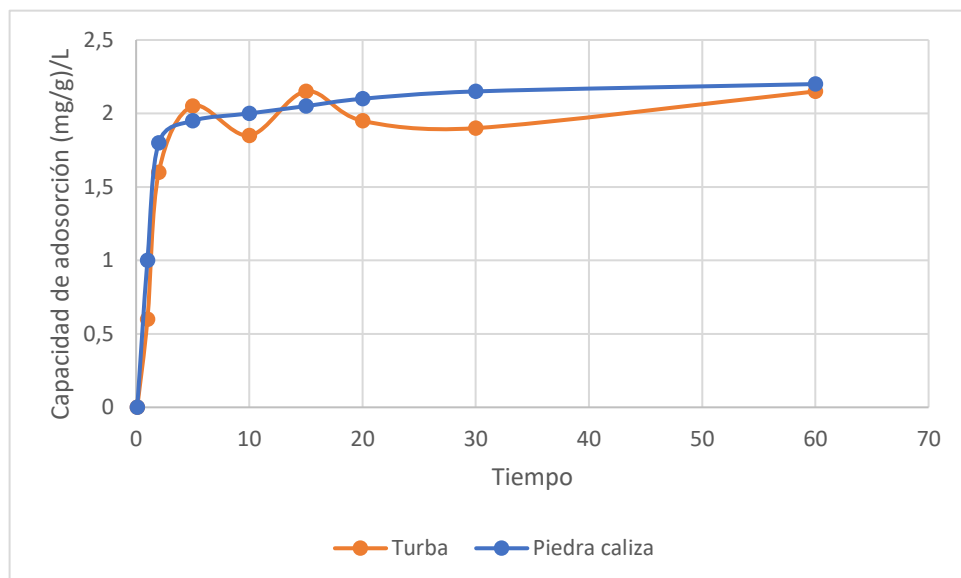
Por otro lado, la ligera capacidad de adsorción del cromo (IV) por el carbón activo se debe a que al presentar un pH de 6 el grado de protonación de la superficie del carbón disminuye debido a una menor cantidad de H⁺ y mayor número de grupos libres con carga negativa, como los iones OH⁻, los que compiten con las especies aniónicas de cromo por los sitios activos, esto provoca la competencia por los sitios activos entre el Cr⁺⁶ y los iones OH que se encuentran en el medio. (Lavado et al., 2012) Es por ello que a pesar de observar una cierta capacidad de adsorción con el carbón no se obtuvieron los valores máximos reportados por Karthikeyan et al., 2005 quienes usando carbones activados preparados a partir de aserrín de madera reportaron capacidad de adsorción de 42 mg/g de Cr⁺⁶ a pH=2.

3.10.2 Capacidad de adsorción de adsorción del zinc (II) en los adsorbentes turba y piedra caliza

En la Figura 14 podemos observar la capacidad de adsorción que presentan 50 mg/L de zinc (II) con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes turba y piedra caliza.

Figura 14

Capacidad de adsorción de zinc (II) los adsorbentes turba y piedra caliza



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando la turba y la piedra caliza entran en contacto con 50 mg/L de zinc (II).

En la Figura 14 se observa que la turba y la piedra caliza presentan capacidades de adsorción similares con el paso del tiempo con un valor de $q_{m\acute{a}x}$ de 2,2 mg*g/L para

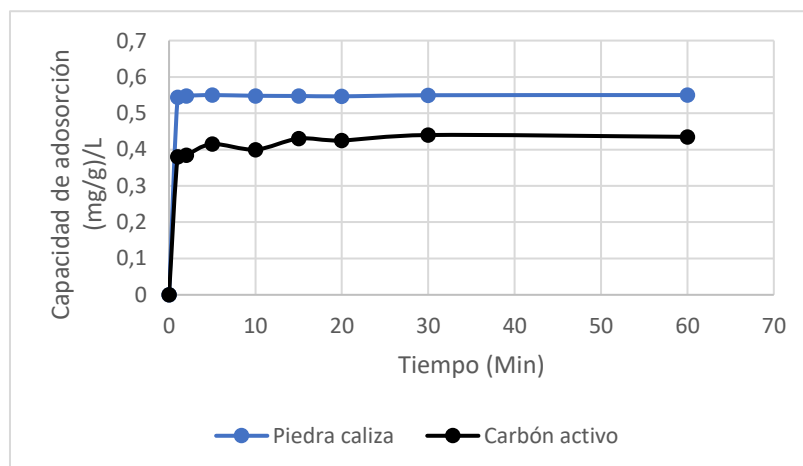
la piedra caliza a los 60 minutos y de 2,1 mg*g/L para la turba tas 15 minutos de contacto. Esta capacidad de adsorción alta para los adsorbentes piedra caliza y turba se presentó gracias al intercambio iónico que se producen entre los grupos funcionales presentes en su superficie. En el caso de la piedra caliza la adsorción se produce por el intercambio del Zn (II) con los iones Ca^{2+} del carbonato de calcio de su estructura. Por otro lado, el proceso de adsorción en la turba se debe a las interacciones químicas existentes entre los grupos hidroxilo y carbonilo presentes en los grupos lignocelulósicos, es decir, la lignina, celulosa y sustancias húmicas, que comprenden a los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas, presentes en su estructura.

3.10.3 Capacidad de adsorción de adsorción del cobre (II) en los adsorbentes piedra caliza y carbón activo

En la Figura 15 podemos observar la capacidad de adsorción que presentan 10 mg/L de cobre (II) con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes carbón activo y piedra caliza.

Figura 15

Capacidad de adsorción de cobre (II) en carbón activo y piedra caliza



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando el carbón activo y la piedra caliza entran en contacto con 10 mg/L de cobre (II).

El efecto de los grupos funcionales e interacciones iónicas del adsorbente sobre 10 mg/L de cobre se muestran en la Figura 15, en la cual se puede apreciar una mayor capacidad adsorción máxima en la piedra caliza a diferencia del carbón activo, con un valor de 0,544 mg*g/L y 0,455 mg*g/L prácticamente al minuto de contacto,

respectivamente. Asimismo, se observa que al incrementarse el tiempo de contacto a más de 1 minuto no se aprecia una diferencia en los resultados alcanzados con ambos adsorbentes, esto quiere decir que al minuto de contacto los adsorbentes adsorben todos los metales de Cu^{+2} presentes en la solución haciendo que capacidad de adsorción se mantenga estable.

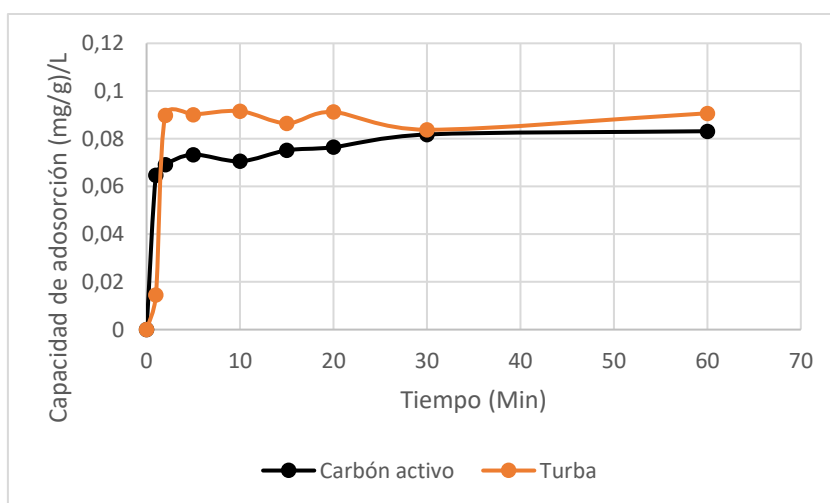
La mínima diferencia entre la capacidad de adsorción máxima de la piedra caliza y el carbón activo se debe a la diferencia de los grupos funcionales presentes en su estructura que interactúan con el cobre, siendo para la piedra caliza las moléculas de calcio presentes en la calcita que son reemplazadas por el cobre. Por otro lado, la adsorción en carbón activo se debe gracias a los grupos funcionales hidroxilo, carbonilo y carboxilo en su estructura permiten el intercambio con los átomos de Cu^{+2} permitiendo obtener una capacidad de adsorción similar la piedra caliza.

3.10.4 Capacidad de adsorción de adsorción del plomo (II) en los adsorbentes turba y carbón activo

En la Figura 16 podemos observar la capacidad de adsorción en función del tiempo que presenta la adsorción de 2 mg/L de plomo (II) con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes carbón activo y piedra caliza.

Figura 16

Capacidad de adsorción plomo (II) con los adsorbentes carbón activo y turba



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando el carbón activo y la turba entran en contacto con 2 mg/L de plomo (II).

En la Figura 16 se observa que la turba presenta una ligera mayor capacidad de adsorción máxima en función del tiempo con un valor de ($q_{m\acute{a}x}$) de 0,09 mg*g/L tras el minuto de contacto en comparación con el carbón activo que alcanzó una capacidad de adsorción máxima ($q_{m\acute{a}x}$) de 0,081 mg*g/L al minuto aproximadamente.

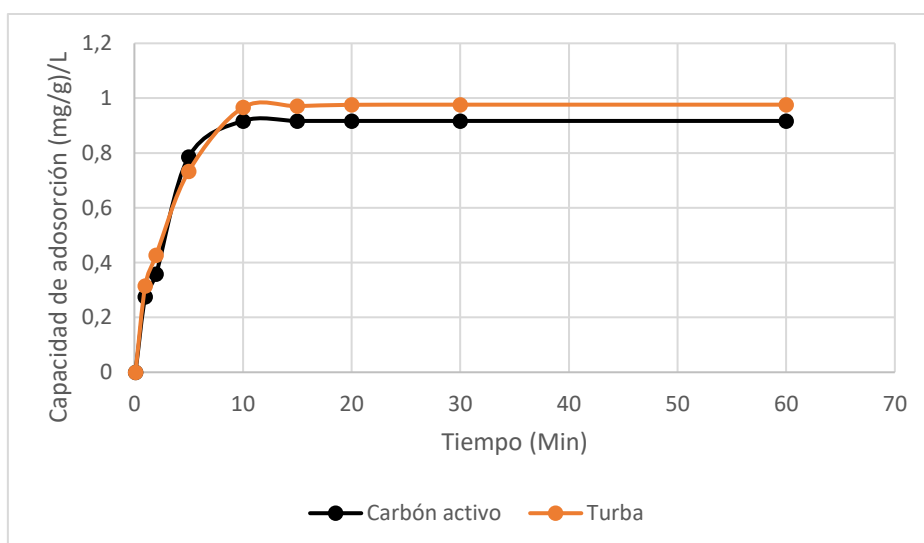
Cabe recalcar que al incrementar el tiempo de contacto a más de 1 minuto no se aprecia una diferencia en la capacidad de adsorción de ambos adsorbentes, debido a que al minuto de contacto los dos adsorbentes no establecen más interacciones químicas con los átomos de Pb^{+2} presentes en la solución, es decir, los adsorbentes se saturan. Este fenómeno se pudo deducir ya que a pesar de que ambos adsorbentes removieron el metal significativamente a tiempos mayores a 1 minuto sigue existiendo concentraciones de Pb^{+2} lo que hace que la capacidad de adsorción se mantenga estable.

3.10.5 Capacidad de adsorción de adsorción del níquel (II) en los adsorbentes turba y carbón activo

En la Figura 17 podemos observar la capacidad de adsorción en función del tiempo que presenta la adsorción de 20 mg/L de níquel (II) con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes carbón activo y turba.

Figura 17

Capacidad de adsorción de níquel (II) en los adsorbentes carbón activo y turba



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando el carbón activo y la turba entran en contacto con 20 mg/L de níquel (II).

En la Figura 17 se observa que la turba y el carbón activo presentan capacidades de adsorción similares con el paso del tiempo, con valores de $q_{\text{máx}}$ de 0,98 mg*g/L y 0,96 mg*g/L para el carbón activo tras 10 minutos de contacto en ambos casos.

La alta capacidad de adsorción para los adsorbentes turba y carbón activo se debe gracias a, en el caso la turba, las interacciones químicas entre los grupos hidroxilo presentes en los grupos lignocelulósicos que conforman su estructura, por otro lado, en el caso de carbón activo el intercambio iónico se produce gracias a las interacciones con los grupos funcionales hidroxilo y carbonilo las cuales permiten el intercambio iónico con las los átomos de Ni^{+2} permitiendo obtener una capacidad de adsorción similar la de la turba

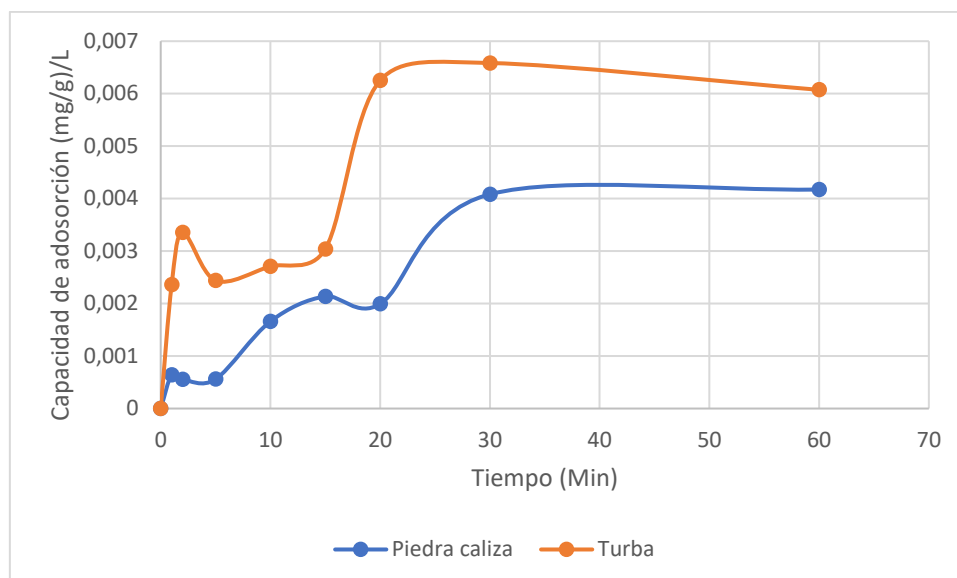
Por último, se puede observar que al incrementarse el tiempo de contacto a más de 10 minutos no se aprecia una diferencia en los resultados alcanzados con ambos adsorbentes, esto quiere decir que al minuto de contacto los adsorbentes adsorben todos los metales de Ni^{+2} presentes en la solución haciendo que capacidad de adsorción se mantenga estable.

3.10.6 Capacidad de adsorción de adsorción del cadmio (II) en los adsorbentes turba y piedra caliza

En la Figura 18 podemos observar la capacidad de adsorción en función del tiempo que presenta la adsorción de 0,2 mg/L de cadmio (II) con 0,5 L de agua destilada a pH 6 y 10 g de los adsorbentes piedra caliza y turba.

Figura 18

Capacidad de adsorción de cadmio (II) en los adsorbentes piedra caliza y turba



Nota. La figura representa la capacidad de adsorción con respecto al tiempo cuando el carbón activo y la turba entran en contacto con 0,2 mg/L de cadmio (II).

En la Figura 18 observó que la piedra caliza y la turba presentan capacidades de adsorción máximas ($q_{m\acute{a}x}$) con ciertas diferencias, por un lado, la turba es la que mayor $q_{m\acute{a}x}$ presenta con 0,0068 mg*g/L tras los 30 min de contacto con el adsorbente y 0,0041 mg*g/L para piedra caliza tras los 60 minutos de contacto.

Esto significa que existe una mayor interacción química con los grupos lignocelulósicos presentes en la turba que con el intercambio de los átomos de Ca^{+2} presentes en la calcita de la piedra caliza.

Además, se puede observar que al incrementarse el tiempo de contacto con la turba a más de 30 minutos existe una disminución de la capacidad de adsorción posiblemente debido al fenómeno de la desorción que se sugiere que ocurre debido a que el cadmio (II) es un metal con un alto peso molecular, lo cual favorece su precipitación.

3.11 Porcentajes de remoción de los metales en agua destilada

A continuación, se procedió a elaborar una tabla comparativa en donde se muestran los porcentajes de remoción de cada metal a las condiciones mencionadas anteriormente, es decir, 0,5 litros de agua destilada con concentraciones iniciales de los metales 10 veces las permitidas por el Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA, en la TABLA 8. Límites de

descarga a el sistema de alcantarilla público del Libro VI Anexo 1, con 10 g/L de los adsorbentes a un mismo tamaño de partícula y a una velocidad de 150 rpm. En la Tabla 9 se pueden observar los porcentajes obtenidos en cada caso.

Tabla 9

Porcentajes de remoción de los metales vs adsorbentes empleados

Metal	Adsorbente	Remoción (%)	
		5 min	60 min
Cromo	Turba	15,77%	65,1%
	Carbón activo	12,45%	16,18%
Zinc	Piedra caliza	70%	80%
	Turba	72%	76%
Cobre	Piedra Caliza	99,36	100%
	Carbón activo	91,21%	100%
Plomo	Carbón activo	97,76%	98,34%
	Turba	80,59%	91,36%
Níquel	Turba	75,1%	100%
	Carbón activo	85,65%	100%
Cadmio	Turba	25,62%	63,77%
	Piedra caliza	5,73%	42,80%

Nota. Porcentajes de adsorción en 5 y 60 minutos de contacto con 10 g de los adsorbentes más efectivos en cada caso con los metales en 0,5 L de agua destilada a pH 6

Como se puede observar en la Tabla 9 las diferencias de los porcentajes de adsorción

son producidas debido a una serie de factores que intervienen en el proceso de adsorción entre los que se pueden destacar la superficie del adsorbente dado que esta es la parte disponible en donde se produce adsorción, por lo que si superficie de adsorbente es mayor a remoción del adsorbato será mayor. De manera similar, el pH afecta la carga superficial del adsorbente como al adsorbato, debido a que los iones hidroxilo e hidronio adsorben fuertemente en el adsorbato e influye en el grado de ionización de compuestos ácidos y bases se determina el factor de adsorción. En este caso, dado que la cantidad de adsorbente y el pH es el mismo, no se producen variaciones significativas por estos parámetros.

Pero si se debe tener muy en cuenta la porosidad, ya que los adsorbentes que son más porosos aumentan el área de adsorción produciendo que la velocidad de remoción aumente gradualmente y, por último, la naturaleza del adsorbato, ya que, parámetros como naturaleza iónica, estructura química y la solubilidad de los adsorbentes, influyen directamente en el porcentaje de remoción.

Así pues, los grupos funcionales presentes en los adsorbentes juegan un papel fundamental en el proceso de adsorción. Ya que, como mencionamos anteriormente cada adsorbente presenta una cierta afinidad a un determinado metal debido a los compuestos que se encuentran presentes en su estructura. Por ejemplo, el carbón activo el cual posee en los sitios activos grupos carbonilo, grupos carboxílico, grupos lactónicos, grupos fenólicos y sitios activos básicos (**A. R. Albis et al., 2015a**).

Por otro lado, la turba presenta en su estructura grupos como lignina, celulosa y sustancias húmicas, que comprenden a los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas, que ejercen enlaces Inter iónicos con los metales pesados. (**Martínez et al., 2012**). Y por último la piedra caliza en donde para lo remoción de los metales intercambia se los iones Ca^{2+} presentes en el carbonato de calcio de su estructura por los metales pesados donando un par de electrones para formar complejos con los iones metálicos en solución, permitiendo el proceso de adsorción.

En la Tabla 9 además se observó un porcentaje del 65,1% de remoción del cromo (VI) utilizando la turba como adsorbente transcurridos los 60 minutos, resultados ligeramente similares obtuvieron (**Armijo et al., 2009**), los cuales obtuvieron una remoción del 75% de cromo (VI) en 20 minutos empleando cascara de limón

modificadas por un proceso de desmetoxilación. De igual manera, I. Acosta et al., en 2012 utilizaron 5 g de cascara de tamarindo y cascara de mamey para la remoción de cromo (VI) obteniéndose una capacidad de adsorción del 100% y 95% transcurridos 30 minutos de entrar en contacto, respectivamente. Lo que significa que la adsorción del cromo (VI) es dependiente del tiempo, sugiriendo que la retención del ion puede ser a través de la interacción con grupos funcionales localizados en la superficie del adsorbente.

Por otro lado, en el caso del zinc (II) se observa un mayor porcentaje de adsorción con la piedra caliza (80%), lo que significa que los grupos funcionales de la calcita interaccionan de mejor manera con este metal gracias al intercambio que se produce con el Ca^{+2} presente en los sitios activos de la calcita. A pesar de ello, la interacción con la turba y sus grupos lignocelulósicos también es efectiva alcanzando un 76% de adsorción tras 60 minutos de contacto. Estos resultados se pueden comparar con estudios realizados por Gutiérrez Cardona et al., 2013 quienes en su estudio de la evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranja para la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II) encontraron que el mejor porcentaje de remoción de zinc (II) de 99.5% se obtuvo a un pH 5, tamaño de partícula de 0.48mm, a concentraciones del metal de 100ppm, cantidad de cáscara de naranja de 0.5g y un tiempo de contacto de 4h, lo que significa que es posible llegar a un porcentaje de 100% con la piedra caliza y la turba en tiempos de contacto mayores a 60 minutos y cercanos a 4 horas.

Ahora bien, en el caso del cobre (II) se observan los mejores porcentajes del 99% tras los 5 minutos y el 100% a los 60 minutos de contacto con la piedra caliza gracias a que el Ca^{+2} presente en la calcita de la piedra caliza es sustituido por el átomo de Cu^{+2} por las características similares del Ca^{+2} pero con la particularidad de que tiene una mayor energía de ionización lo que hace que el cobre ocupe el sitio activo de la calcita que antes era ocupado por la Ca^{+2} . Yavuz et al., 2007 explicaron que la adsorción de estos iones metálicos se debe a un intercambio entre el calcio y el metal por lo que, propusieron que el proceso de adsorción se produce por la siguiente reacción: $\text{CaCO}_3 + \text{Cu (II)} \rightarrow \text{CuCO}_3 + \text{Ca (II)}$. Lo mismo ocurre con el carbón activo, en el cual los altos porcentajes de remoción se producen por la interacción del Cu^{+2} con los grupos funcionales hidroxilo, carbonilo las cuales permiten el

intercambio iónico con los átomos de Cu^{+2} .

Resultados similares se pueden observar en los estudios realizados por Gaballah & Kilbertus, 1995, lo cuales emplearon concentraciones de 20 g/L de corteza de pino escocés modificado, para obtener niveles de remoción de cobre del orden de 87%, en pH 5 y concentración de cobre de 100 ppm. Además Tapia et al., 2017 obtuvieron resultados ligeramente similares alcanzando porcentajes del 70% de remoción al emplear 200 mL de solución con una concentración inicial de cobre de 20 mg/L a un pH de 5,06 y concentración de la cascara de maní y aserrín como adsorbente de 20 g/L en donde se pudo obtener que a medida que incrementa el contacto con el adsorbente se incrementa la eliminación de cobre (II). Por lo que, en un rango comprendido entre los 5 y 30 minutos se alcanza un máximo con la cascara de maní, pero en el caso del aserrín se alcanzan las mayores eliminaciones de cobre (II) a los 60 minutos.

En el caso del plomo, se observa que el carbón activo obtuvo un porcentaje de remoción de 97,76% a los 5 minutos y del 98,34% a los 60 minutos al ponerlo en contacto con carbón activo, y del 80,59% a los 5 minutos y 91,36% a los 60 minutos con turba, lo que significa que ambos adsorbentes son efectivos para la remoción del plomo gracias a las características antes mencionadas para los dos metales en cuestión. Estos porcentajes se pueden comparar con los obtenidos por Mariela & Yantas, 2020 En donde la máxima eficiencia de la adsorción de Pb (II) con una dosis de 3 g de carbón activado es 95.79%, lo cual se afirma lo indicado por López, 2018 donde menciona haber logrado la adsorción de 96.04% de plomo a los mismos parámetros antes mencionados.

Los altos porcentajes de remoción del plomo son corroborados por Albis et al., 2015 en su estudio determinó que cuando la concentración de plomo es baja el porcentaje de remoción aumenta hasta un 98% gracias a que la mayor disponibilidad de sitios activos de adsorción a bajas concentraciones por lo que gran parte de las moléculas de plomo pueden ser removidas.

Por otro lado, para la adsorción del níquel se obtienen mejores porcentajes a los 5 minutos con carbón activo (85,65%) que con la turba (75,1%) pero transcurridos los 60 minutos de contacto con ambos metales se logra remover el 100% de la

concentración de níquel (II) (20mg/L). Estos resultados se corroborados en investigaciones realizadas por Acevedo et al., 2007 en su estudio sobre la activación química del bagazo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) en la adsorción de níquel (II) en efluentes industriales obtuvo porcentajes de remoción del 96,03% a una concentración inicial de 50mg/L a un pH de 5.5 a 1 hora de contacto con 1 gramo de carbón activado.

Por último, para el cadmio no se lograron obtener porcentajes altos de remoción posiblemente debido a que la turba y la piedra caliza no interaccionan de manera efectiva con el átomo de cadmio (II) el cual presente una menor energía de ionización, así como que por su baja solubilidad en agua esta tiende a precipitar en los materiales utilizados durante el proceso de adsorción y cuantificación. Logrando remociones en la turba de 25,62% y 63,77% a 5 y 60 minutos de contacto con turba, respectivamente y 5,73% y 42,80% para la piedra caliza a 5 y 60 minutos de contacto, respectivamente gracias a que según Yavuz et al., 2007 propusieron que el proceso de adsorción se produce por la siguiente reacción: $\text{CaCO}_3 + \text{Cd (II)} \rightarrow \text{CdCO}_3 + \text{Ca (II)}$.

Por último, también es importante considerar la influencia que ejerce en el proceso de adsorción el tamaño de las partículas de los adsorbentes evaluados. Se observa que, a un tamaño de partícula entre 0,8 y 1,6 nm, para la piedra caliza y el carbón activo se reportan porcentajes de remoción del metal ligeramente similares para los parámetros estudiados. Sin embargo, para el caso de la turba, la ligera mayor adsorción se debe a que al disminuir el tamaño de las partículas, el número de centros activos por unidad de masa es mayor, como resultado de la mayor área superficial que posee la partícula pequeña, pues a mayor área de la superficie interna se muestra una mayor cantidad de metal adsorbido.

3.12 Modelo cinético con mejor ajuste

Para calcular el modelo cinético de adsorción de los metales con 2 tipos de adsorbentes se requiere de una serie de pasos, en primer lugar, se necesita obtener la capacidad de adsorción en el equilibrio del adsorbente hacia el metal mediante la ecuación (1):

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

Tabla 10

Capacidad de adsorción en el equilibrio y datos necesarios

Parámetro	Valor
q_e	2,9 (mg/g)
C_0	55 (mg/L)
C_e	18 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,01 g

Notas: Datos para calcular la capacidad de adsorción en el equilibrio.

3.12.1 Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Posteriormente, se debe calcular la capacidad de adsorción de los metales en cada rango de tiempo establecido, es decir, a los minutos 1, 2, 5, 10, 15, 20, 30 y 60. Como se puede observar en la Tabla 11 con el ejemplo de la adsorción del zinc con la turba.

Tabla 11

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el zinc (II) y la turba.

Tiempo	q_t
0	0,00
1	0,60
2	1,60
5	2,05

10	1,85
15	2,15
20	1,95
30	1,90
60	2,15

Notas. Datos obtenidos mediante Excel.

3.12.2 *Calculo para establecer el modelo de pseudo-primer orden*

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del zinc y la turba se utilizó la ecuación de pseudo-primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Los valores que se obtienen empleando la ecuación 2 son para cada rango estudiado y se pueden observar en la Tabla 12.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t \quad (2)$$

Tabla 12

Valores para obtener la gráfica del modelo pseudo-primer

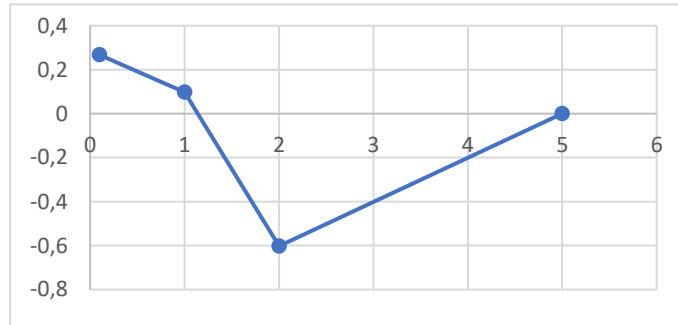
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	0,26717173
1	0,09691001
2	-0,60205999
5	-
10	-
60	-

Notas. Datos obtenidos de la adsorción del zinc y turba

A partir de los valores obtenidos de la Tabla 12 se obtiene la gráfica, que se puede observar en la Figura 19, con la cual se obtiene el coeficiente de regresión para indicar si el comportamiento de la cinética de adsorción se rige bajo el modelo de pseudo-primer orden.

Figura 19

Gráfica del Modelo Pseudo primer orden



Nota. Gráfico del modelo de pseudo-primer orden para el zinc (II) y la turba.

El gráfico no presenta una linealidad, debido en gran parte a la elevada adsorción del metal permitiendo que se alcance rápidamente el equilibrio.

3.12.3 *Cálculo para determinar el modelo de pseudo-segundo orden*

Después se procedió a calcular el modelo pseudo-segundo orden entre el zinc y la turba con el propósito de demostrar que la velocidad de adsorción de los metales con los adsorbentes no solo depende de la transferencia de masa sino también de la quimisorción debida a la formación de enlaces químicos entre adsorbente y el metal en una monocapa en la superficie del material. Como en el cálculo del modelo de pseudo-primer orden, los valores obtenidos en la Tabla 13 a partir de la ecuación 3 se grafican para obtener el coeficiente de regresión.

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e} \quad (3)$$

Tabla 13

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden (zinc (II) – turba)

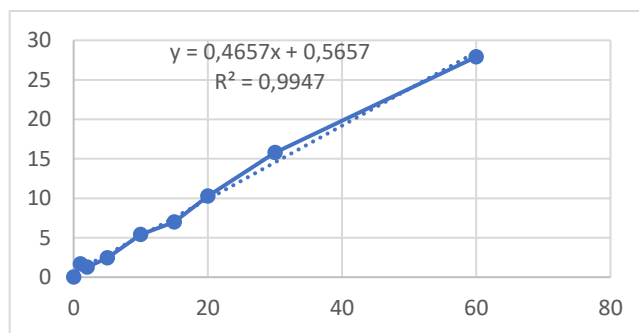
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0,00	0
1	0,60	1,666666667
2	1,60	1,25
5	2,05	2,43902439
10	1,85	5,405405405
15	2,15	6,976744186
20	1,95	10,25641026
30	1,90	15,78947368
60	2,15	27,90697674

Notas: Datos obtenidos utilizando el software Excel.

A partir de los valores obtenidos de la Tabla 13 se obtiene la gráfica de la Figura 20 con la cual se obtiene el coeficiente de regresión para indicar si el comportamiento de la cinética de adsorción se rige bajo el modelo de pseudo-segundo orden.

Figura 20

Modelo de pseudo-segundo orden (zinc (II) – turba)



Nota: Se puede observar una linealidad con una r^2 de 0,9947.

Al analizar las Figuras 19 y 20 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (0,9947) lo que significa que la adsorción del zinc (II) y la turba obedece la ecuación de pseudo-segundo orden lo que demuestra que la velocidad de adsorción del zinc (II) no solo depende de la transferencia de masa sino también de la quimisorción debida a la formación de enlaces químicos entre

adsorbente y el zinc (II) en una monocapa en la superficie del material.

3.12.4 Modelos que más se ajustan en según cada metal empleado

Siguiendo el mismo procedimiento mencionado anteriormente en la tabla 14 se detallan los coeficientes de regresión R^2 y los modelos cinéticos que rigen el comportamiento cinético de cada metal con los adsorbentes en objeto de estudio.

Tabla 14

Modelos cinéticos obtenidos para cada metal y adsorbente

Metales	Adsorbentes	Mejor modelo (pseudo-orden)	Coefficiente de regresión (R^2)
Cadmio	Piedra caliza	2°	0,6871
	Turba	2°	0,8974
Cobre	Piedra caliza	2°	1
	Carbón activo	2°	0,9992
Cromo	Turba	1°	0,9764
	Carbón activo	2°	0,9891
Níquel	Carbón activo	2°	0,9968
	Turba	2°	0,9977
Plomo	Turba	2°	0,9911
	Carbón activo	2°	0,9986
Zinc	Turba	2°	0,9947
	Piedra caliza	2°	0,9995

Nota. Los modelos cinéticos se obtuvieron a la concentración 10 veces las permisibles por En agua destilada a pH 6 y con 10 g del adsorbente en cuestión.

En la Tabla 14 se puede observar el resumen de las pseudo-ordenes que mejor se ajustaron para cada metal y adsorbente, dando como resultado que para los metales

pesados cobre (II), zinc (II), níquel (II), plomo (II) y cromo (VI) se obtuvieron en ambos adsorbentes empleados en cada caso, un modelo cinético de pseudo-segundo orden con coeficientes de regresión mayores a 0,98 lo que significa que el mecanismo controlante de la velocidad de adsorción de dichos metales no solo depende de la transferencia de masa sino también de la quimisorción debido a la formación de enlaces químicos entre el metal y la monocapa de la superficie del adsorbente. Como indica Quiñones et al., 2013 en el estudio de la remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomasa lignocelulósicas, en el cual menciona que para el plomo, níquel, cadmio y cromo el modelo de pseudo segundo orden se ajusta mejor a dicho adsorbente con coeficientes de relación cercanos a 1.

Por otro lado, el cadmio (II) presenta un coeficiente de determinación bajo de 0,68 lo que sugiere que el comportamiento de la velocidad de adsorción del cadmio (II) con la piedra caliza no se rige por completo bajo el modelo cinético de pseudo-segundo orden, esto debido a que la retención de cadmio (II) es menor que la obtenida con los demás metales, en este caso también ocurre un proceso reversible lo que puede estar relacionado a que el cadmio (II) tendría menor afinidad hacia el sólido adsorbente y que la interacción sólido-metal es más débil. Por otro lado, con la turba se obtuvo un coeficiente de determinación de 0,89 el cual es ligeramente similar a los determinados por Rodríguez, 2016 en el estudio de adsorción y desorción de cadmio (II) por un andosol rico en alofán tomado de un yacimiento ubicado en la provincia de Santo domingo de los Tsáchilas, en donde obtuvo un coeficiente de determinación de 0,99.

De manera similar, el cobre obtuvo coeficientes de regresión de 0,99 y 1 para los adsorbentes piedra caliza y carbón activo estos datos se pueden corroborar con los estudios realizados por Matus et al., 2011 en el estudio de la cinética de adsorción de Cu y Hg a partir de soluciones binarias usando quitosano en donde se destaca que a altas concentraciones de Cu^{+2} el proceso de adsorción se rige según el modelo de pseudo-segundo orden.

De la misma manera para el cromo (VI) se obtuvo que el modelo de pseudo-segundo orden es el que mejor predice el comportamiento de estos datos al determinar coeficientes de regresión de 0,97 con turba y 0,98 con carbón activo. Dichos valores se encuentran en concordancia con lo publicado por otros autores Zou et al., 2015 en

su estudio de eliminación rápida de cromo de la solución acuosa utilizando carbón activado novedoso con cáscara de gamba en los cuales demostraron que el modelo de pseudo-segundo orden sería el que mejor predice el comportamiento cinético en el proceso de adsorción de cromo (VI).

En el caso del níquel se observó que el modelo de pseudo segundo orden es el que rige el comportamiento cinético para el carbón activo y turba con coeficientes de regresión de 0,99 para ambos casos, estos valores son corroborados con los obtenidos por Rafatullah et al., n.d. los cuales determinaron que la ecuación con el mejor ajuste fue la de pseudo-segundo usando aserrín de meranti (*Acuminata shorea*) en la eliminación de iones de Ni(II) a pH 6 a un tiempo de contacto de 120min, una dosis de adsorbente de 10g/L y una velocidad de agitación de 100rpm; De manera similar Mejía Carrillo et al., 2020 en su investigación con salvado de arroz (*Oryza sativa*) obtuvieron que el modelo que más se ajusta con los datos experimentales fue la de pseudo-segundo orden, con un coeficiente de correlación $R^2=1$; además Quiñones et al., 2015 experimentaron la adsorción de iones de Ni(II) con corteza de acacia (*Acacia leucocephala*), logrando el mejor ajuste de los datos con la ecuación de pseudo-segundo orden; Así mismo, Zaheer et al., 2010 con hojas del árbol de Buda (*Ficus religiosa*) tratadas con ácido describieron un modelo de pseudo-segundo orden; por último, Reddy et al., 2011 en el estudio de la adsorción con corteza de Moringa (*Moringa oleífera*), mostraron que el modelo de pseudo-segundo orden describe bien los datos experimentales de adsorción.

De manera similar, el plomo (II) obtuvo coeficientes de regresión de 0,99 para la turba y el carbón activo. Varios estudios pueden corroborar estos datos entre los cuales se destacan los obtenidos por Bulut & Tez , 2007), los cuales utilizaron como adsorbente aserrín de madera de Nogal (*Juglans regia*) para obtener un modelo cinético de pseudo-segundo orden con un R^2 de 0,9996; además Taty-Costodes et al., 2003 con el estudio de pino (*Pinus sylvestris*) el proceso siguió la cinética de pseudo-segundo orden, con un coeficiente de correlación R^2 de 0,9 y Rafatullah et al., 2009 trabajaron el aserrín de meranti (*Acuminata shorea*) obtuvieron modelos cinéticos de pseudo-segundo orden, con coeficientes de regresión de 0,999.

Por último, el zinc (II) mostró un modelo cinético de pseudo segundo orden con los adsorbentes piedra caliza y turba con coeficientes de regresión de 0,99 en ambos

casos, estos resultados se corroboran con los mostrados por Regueiro, 2020 en su estudio acerca de la eficacia de adsorción del alga parda (*Sargassum muticum*) como posible sustrato para suministrar zinc de forma controlada en donde se obtuvieron que las cinéticas son rápidas, llegando hasta el 80% de la remoción de zinc a los 40 min en donde los modelos cinéticos se ajustan perfectamente al modelo cinético de pseudo segundo orden.

3.13 Efecto matriz

Como se ha podido observar en la caracterización de las aguas residuales homogenizadas de las lavadoras de la ciudad de Ambato, estas generalmente se encuentran compuestas en su gran mayoría de altos contaminantes como el fosforo, nitrógeno, aceites, grasas, productos químicos que generan que haya más de un metal pesado en su composición. Es por ello que el estudio del efecto matriz se realizó con el propósito de analizar la disminución o el aumento de la respuesta instrumental en la cuantificación de los metales debido a la presencia de otros componentes en la muestra homogenizada de lavadoras. Esto debido a que al efectuar el análisis de la muestra real a la misma concentración de metales y las mismas condiciones de operación no se proporciona la misma respuesta instrumental que con la utilización de agua destilada.

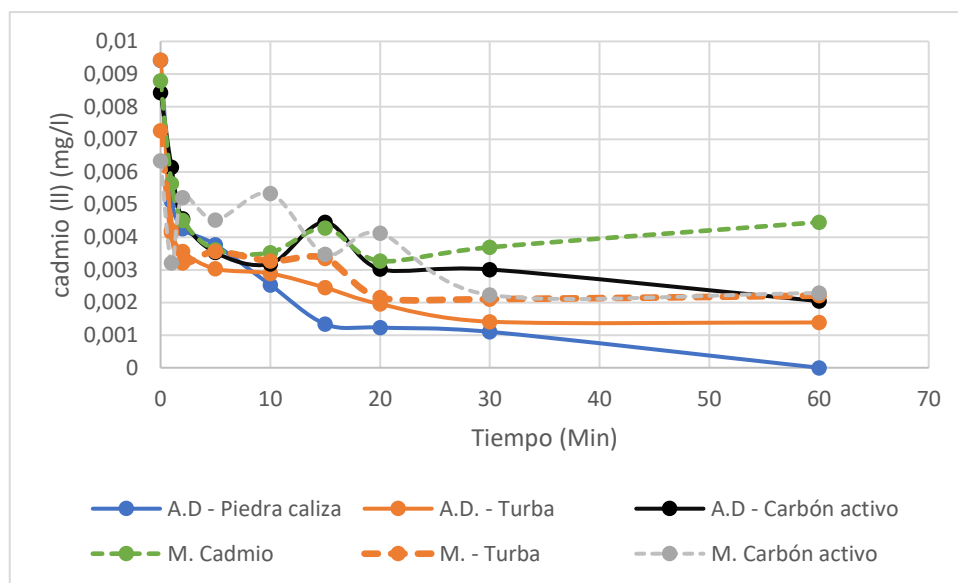
El agua proveniente del efluente de lavadoras posee un alto contenido de sólidos totales y sólidos suspendidos con 1662 y 1159 mg/L respectivamente, de manera similar su alta turbiedad de 224 determina que la muestra contiene una alta cantidad de material particulado orgánico e inorgánico. Con los resultados obtenidos de los sólidos totales y suspendidos se puede interpretar que, durante el proceso de lavado, el flujo de agua generado arrastra partículas metálicas u orgánicas utilizadas en otros procesos lo que genera contaminantes tóxicos aparte de pequeñas partículas las cuales no solo afectan a la calidad del agua, sino que también pueden ser responsables de daños en la flora y fauna del medio ambiente debido a la presencia del ion nitrato, característico de los detergentes de limpieza que se utilizan en las lavadoras de Autos y cloruros los cuales favorecen a la corrosión de los metales, por lo que se optó por realizar un proceso de filtrado de la muestra con el objetivo de remover los sólidos totales y suspendidos para disminuir la turbidez.

Por otro lado, una gran disminución de la capacidad de adsorción se produce en la muestra residual de lavadoras debido al incremento de fuerza iónica que puede deberse al fuerte apantallamiento de iones intercambiables lo que provoca que los centros activos del adsorbente sean rodeados fuertemente de cargas positivas y probabilísticamente ante la mayor concentración de iones nitrato de los detergentes empleados en las lavadoras y los cloruros que producen corrosión de algunos metales, la capacidad de adsorción del metal pesado disminuya.

El efecto que produce el efecto matriz se puede observar en las siguientes figuras, en donde se muestra la concentración de metal adsorbido con respecto al tiempo de cada metal en agua destilada y la muestra de lavadoras filtradas con los tres adsorbentes estudiados.

Figura 21

Concentración de metal cadmio (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal cadmio (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

En primer lugar, se puede observar que no se obtuvo la señal instrumental de la concentración inicial (0,02 mg/L) debido a la precipitación del cadmio en los vasos y tubos utilizados en el proceso de preparación, adsorción y cuantificación de las muestras, así como, por su baja solubilidad en los medios acuosos.

Por otro lado, también observó la reducción de la señal instrumental de Cd^{+2} en la muestra de lavadoras debido al efecto matriz que esta ejerce, es decir, los iones de nitrógeno y la presencia de otros metales (Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, y Zn) en la muestra, ejercen una competencia por el sitio activo de los adsorbentes en la cual los metales con mayor afinidad por el adsorbente serán más atraídos y es por ello que a pesar de tener un alto masa de adsorbente no se logra adsorber toda la concentración de Cd^{+2} de la muestra.

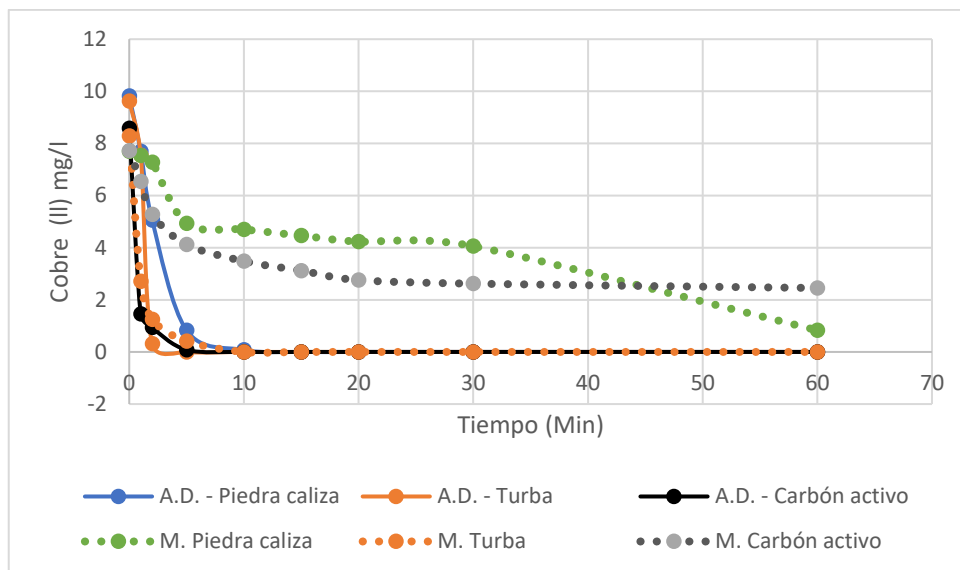
También se puede observar que los adsorbentes con los cuales se obtuvieron mejores resultados son la turba y el carbón activo gracias a su alta afinidad por el Cd^{+2} es decir, son los adsorbentes que presentan una mayor transferencia de masa e interacciones iónicas con los radicales libres de la superficie del carbón y la turba, tales como el nitrógeno o el oxígeno, o los grupos funcionales como el carbonilo que aportan oxígenos a la superficie, los cuales producen intercambios iónicos con los metales presentes en la solución.

Cómo se puede observar en la Figura 21 la señal instrumental obtenida es mayor en el agua destilada que en la muestra de lavadoras debido a que la muestra de lavadoras filtrada contiene compuestos como el fosforo, nitrógeno, aceites, grasas, productos químicos que poseen cargas iónicas competentes con el Cd^{+2} , por otra parte, los metales también pueden sufrir procesos de reducción y formación de compuestos volátiles los cuales minimizan la señal instrumental.

Con base en los resultados obtenidos se determinó que la disminución de la señal instrumental del Cd^{+2} estuvo influido por la carga superficial de los demás compuestos presentes en la muestra de lavadoras.

Figura 22

Concentración de metal cobre (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal cobre (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

En la Figura 22 se observa que los 3 adsorbentes presentan una gran afinidad para remover el Cu^{+2} en agua destilada, lo que significa que la presencia de otros metales en la solución (Cr, Cd, Ni, Pb, y Zn) no influye en la velocidad de adsorción.

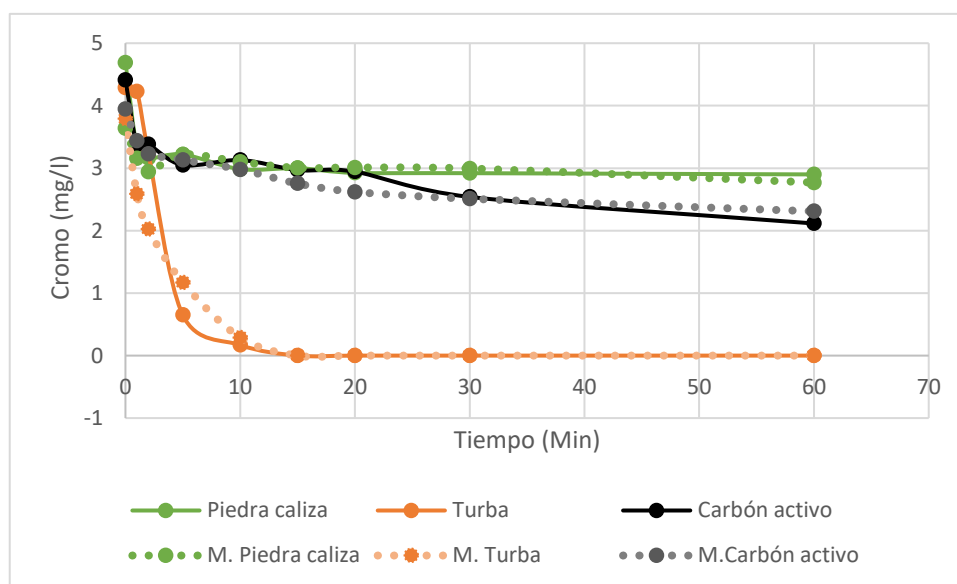
Por otro lado, se puede observar la reducción de la adsorción de Cu^{+2} presente en la muestra de lavadoras, con los adsorbentes piedra caliza y carbón activo posiblemente debido al efecto matriz de la muestra (interacción adsorbente – compuestos como el fosforo, nitrógeno, aceites, grasas, productos químicos que poseen cargas iónicas competentes) así como la presencia de concentraciones de otros metales como el Cr,, Cd, Ni, Pb, y Zn los cuales aumentan la fuerza iónica y a la vez la competencia por los sitios activos de los adsorbentes. Es por ello que a pesar de tener un alto contenido de adsorbentes no se logra adsorber todo el Cu^{+2} de la muestra.

Este fenómeno fue observado por Albis et al., 2015 en el cual emplearon aserrín a una baja concentración de cloruro de sodio prácticamente la remoción de cobre no es afectada, pero al aumentar la fuerza iónica la remoción disminuye notoriamente, debido al efecto competitivo que tendría los iones sodio con respecto a los iones cobre por ligarse al aserrín. Por esta razón, debido a que la adsorción de cobre en el adsorbente se muestra sensible al cambio de la fuerza iónica, posiblemente uno de los mecanismos importantes involucrados en la remoción de cobre con este adsorbente sea la atracción electrostática.

Por otro lado, se puede observar que la turba no ejerce efecto matriz posiblemente debido a la presencia de un mayor contenido de sitios activos gracias a los grupos funcionales como lignina, celulosa y sustancias húmicas, que comprenden a los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas, los cuales ejercen enlaces interiónicos afines con el Cu^{+2} , con respecto al carbón activo y la piedra caliza los cuales adsorben también otros metales presentes en la muestra que poseen una mayor afinidad iónica.

Figura 23

Concentración de metal cromo (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal cromo (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

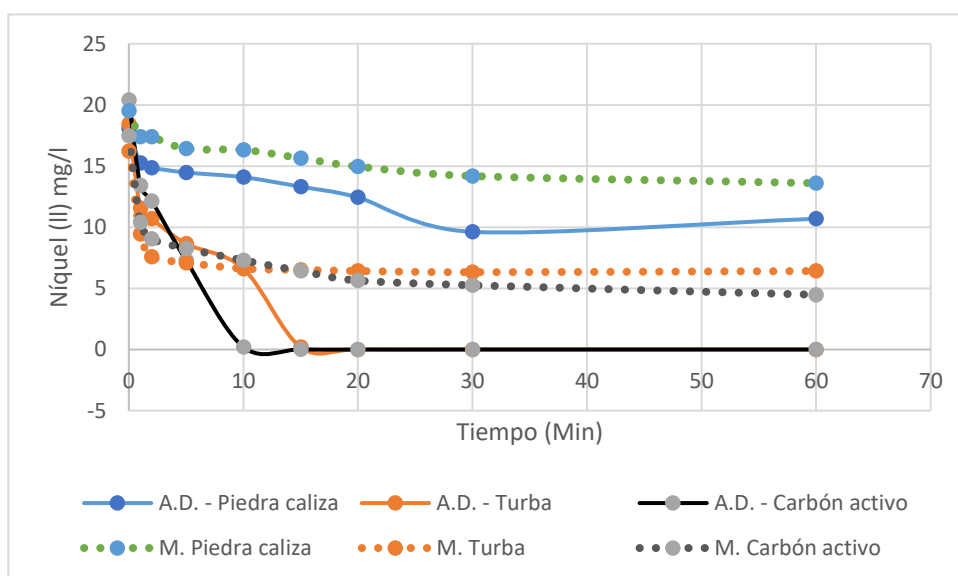
En la Figura 23 se observa que la turba presenta una elevada adsorción del metal Cr (VI) gracias a que esta presenta un mayor número de sitios activos afines a este metal con respecto a los demás adsorbentes en objeto de estudio. Los grupos funcionales de la turba como la lignina, celulosa y sustancias húmicas, que comprenden a los ácidos fúlvicos, húmicos y huminas adsorben 5 mg/l del Cr (VI) en forma de cromato $(\text{Cr}_2\text{O}_7)^{-2}$ aproximadamente a los 15 minutos, sin importar la competencia que ejercen los demás metales. Por otro lado, los adsorbentes piedra caliza y carbón activo presentan una significativa disminución de la remoción de Cr (VI) en forma de cromato $(\text{Cr}_2\text{O}_7)^{-2}$ en agua destilada y en la muestra posiblemente debido la menor presencia de sitios activos con cargas negativas en los adsorbentes y a la afinidad de

por los otros metales presentes en la solución.

Además, se puede observar que para este metal el efecto matriz es casi nulo, es decir los iones que se encuentran en la muestra de lavadoras filtrada no producen variaciones en la señal instrumental.

Figura 24

Concentración de metal níquel (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal níquel (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

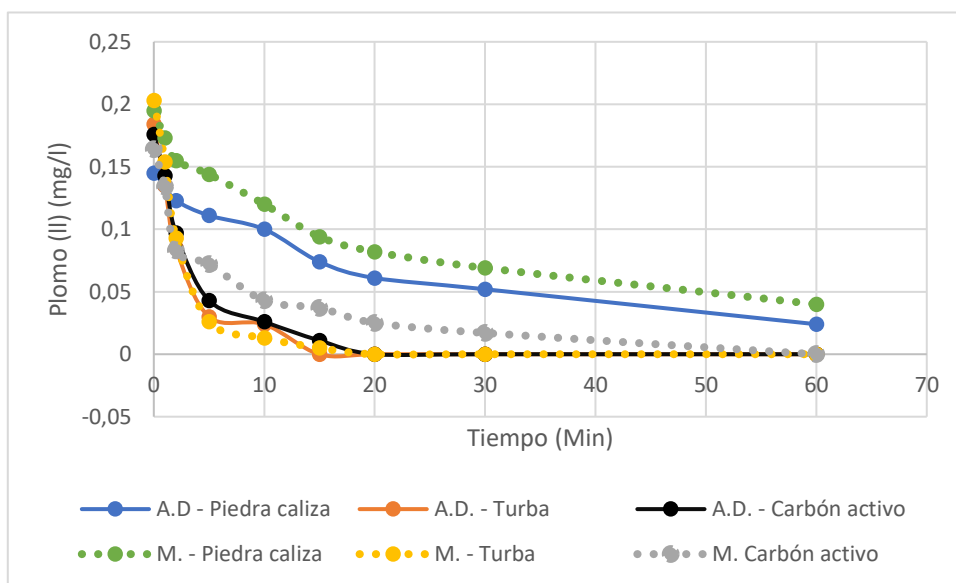
En la Figura 24 se puede observar una elevada adsorción de Ni^{+2} presente en el agua destilada para los adsorbentes carbón activo y turba, llegando a adsorber todo el metal pesado en 10 y 15 minutos respectivamente. Gracias a los radicales libres de la superficie de la turba y el carbón activo, los grupos funcionales lignina, celulosa y sustancias húmicas presentes en su estructura ejercen enlaces interiónicos con el Ni^{+2}

Caso contrario ocurre con la piedra caliza, la cual presenta una remoción significativamente menor con respecto a los demás adsorbentes, posiblemente debido a la alta carga superficial debido a la presencia de otros metales en la solución y a la afinidad que presenta la piedra caliza por los metales cobre (II) y cadmio (II) y plomo (II) los cuales provocan la saturación de los sitios activos de los adsorbentes y la disminución de la adsorción del metal.

De igual manera, se puede apreciar la variación de la concentración que ejerce el efecto matriz de la muestra de lavadoras dado que se observa una disminución de la adsorción para el carbón activo y la turba debido a la presencia de otros iones en la muestra los cuales compiten por los sitios de interacción iónica de los adsorbentes.

Figura 25

Concentración de metal plomo (II) adsorbido con agua destilada y muestra de lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal plomo (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

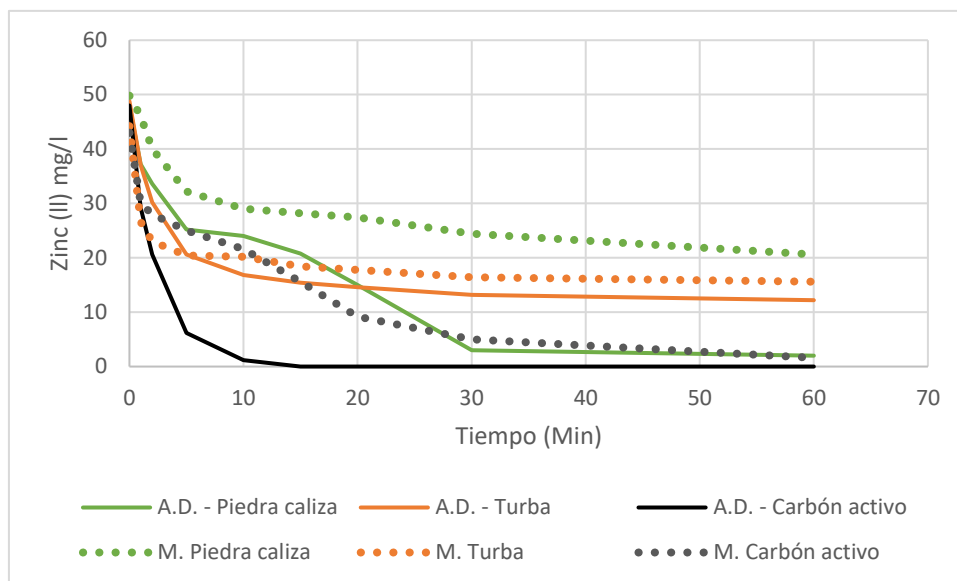
Como se puede observar en la Figura 25, el plomo (II) presenta un comportamiento similar al níquel (II), es decir, que para los adsorbentes turba y carbón activo se presentó una elevada adsorción, llegando a remover los 0,2 mg/l de Pb^{+2} presente en la solución. Por otro lado, la piedra caliza no logro remover el 100% de la concentración inicial para este metal, posiblemente debido a la saturación del adsorbente con los otros metales presentes en el estudio.

De manera similar, se pudo observar que la muestra de lavadoras ejerce una disminución de la señal instrumental posiblemente debido a la interacción de los adsorbentes con los demás iones presentes en la muestra de lavadores (iones nitrogenados presentes en los detergentes empleados para el lavado de los autos).

Figura 26

Concentración de metal zinc (II) adsorbido con agua destilada y muestra de

lavadoras



Nota. Disminución de la concentración en función del tiempo del metal zinc (II) con carbón activo, piedra caliza y turba. A.D. = Agua destilada y M: Muestra.

En este caso, como podemos ver en la Figura 26 los grupos funcionales hidroxilo y carbonilo permiten el intercambio iónico con los átomos de Ni^{+2} otorgando una alta afinidad por el metal Zn^{+2} y logrando remover a los 15 minutos aproximadamente el 100% del metal en agua destilada. Por otro lado, para los adsorbentes turba y piedra caliza no se pudo remover todo el zinc presente en la muestra debido a la saturación de los adsorbentes con los demás metales presentes en la muestra, los cuales compiten por el sitio activo de la superficie de los adsorbentes.

También se puede observar el efecto matriz que realiza la muestra de lavadoras para la adsorción del zinc (II), debido a la interacción iónica que ejercen los adsorbentes no solo con los demás metales del estudio, sino con los compuestos iónicamente positivos presentes en la muestra de lavadoras como es el caso de los iones de nitrógeno producto de los detergentes empleados en el proceso de lavado.

3.13.1 Porcentajes de remoción tras 10 minutos de agua destilada y muestra vs materiales adsorbentes

Tabla 15

Porcentaje de remoción de metales tras 10 minutos en agua destilada y muestra de

lavadoras versus los materiales adsorbentes

Metal	Remoción a los 10 minutos (%)					
	Piedra caliza		Turba		Carbón activo	
	A. D	Muestra	Agua D.	Muestra	Agua D,	Muestra
Cd ⁺²	73	60	69	55	62	16
Cr ⁺⁶	36	15	96	92	29	24
Cu ⁺²	99	39	100	100	100	55
Ni ⁺²	60	22	64	59	99	58
Pb ⁺²	42	38	93	89	85	74
Zn ⁺²	50	42	65	54	98	50

Notas: Tabla comparativa de metales (agua destilada/efecto matriz) vs. materiales adsorbentes y el porcentaje de remoción del metal después de 10 min.

De la Tabla 15 se observa que la turba es el adsorbente que en general presenta un mayor porcentaje de remoción con respecto a los dos adsorbentes una vez transcurridos los 10 minutos de contacto. Probablemente gracias a que la turba presenta en su estructura, compuesta por lignina, celulosa y sustancias húmicas, un mayor número de sitios activos que ejercen altas interacciones iónicas con los metales como el cromo (VI), cobre (II) y plomo (II). Además, se observa que la muestra presenta una disminución de la concentración debido al efecto matriz que ejerce la muestra de lavadoras las cuales presentan otros iones producto de los detergentes de las lavadoras o bien otros metales que se encuentran derivados de las punturas de automóviles.

Por otro lado, vemos que para los metales el cobre y cadmio la piedra caliza es capaz de ejercer un mayor porcentaje de remoción, esto quiere decir que calcita de la piedra caliza presenta una mayor afinidad para estos metales, que para Cr⁺⁶, Pb⁺² y Zn⁺² presentes en la solución.

Por último, vemos también que el carbón activo, cuyos grupos funcionales hidroxilo,

y carbonilos presentes en su superficie presentan una alta afinidad por el cobre (II), níquel (II), plomo (II) y zinc (II) en agua destilada, pero con una considerable disminución en la muestra de lavadoras debido a las interacciones que presentan los grupos funcionales del carbón con los iones presentes en la solución.

En general, se podría decir que la turba es el adsorbente que presenta un mayor porcentaje de remoción de la mayoría de los metales en objeto de estudio, seguido por el carbón activo y por último la piedra caliza en agua destilada. De manera similar ocurre con la muestra, pero con la particularidad de que en esta los porcentajes de remoción disminuyen en todos los casos debido a la presencia de otros compuestos iónicos derivados de los procesos que comúnmente se realizan en las lavadoras de la ciudad de Ambato.

Al aumentar la energía de ionización de los metales bivalentes aumenta la capacidad de adsorción de los adsorbatos, ya que el proceso de adsorción está directamente relacionado con la energía necesaria para arrancar un electrón de los metales bivalentes, por lo cual los mejores porcentajes de remoción de los metales se consiguieron para los metales con mayor energía de ionización.

La remoción de los iones se atribuye principalmente a la interacción con los grupos funcionales de manera particular a los grupos oxigenados, que en el caso del carbón activado utilizado en este trabajo están presentes en una buena cantidad, lo cual favorece mecanismos de formación de complejos metal. La capacidad de adsorción para Ni (II) generalmente fue mayor que la del Cd (II), debido al tamaño de los iones, Ni (II) 1.62\AA y Cd (II) 1.71\AA , es de esperar que el ion más pequeño tiene más accesibilidad a la superficie y en particular a los poros más pequeños de la superficie del carbón activado, que los iones más grandes, produciendo la adsorción más alta del ion Níquel (II).

3.14 Generalidades para la obtención de las curvas de ruptura

3.14.1 Planta piloto y configuración de las columnas

Existen estudios de la adsorción en columna de lecho fijo para la remoción de metales pesados de soluciones acuosas, en los cuales se indica que parámetros como la altura del lecho, el diámetro de las columnas, las concentraciones del metal, la

velocidad del flujo del efluente, el diámetro y tipo de adsorbente influyen significativamente en la eficiencia del proceso, así como el tiempo de ruptura de las columnas de lecho fijo. Las condiciones a las cuales se llevó a cabo el proceso de adsorción continua empleando columnas de lecho fijo se muestran a continuación:

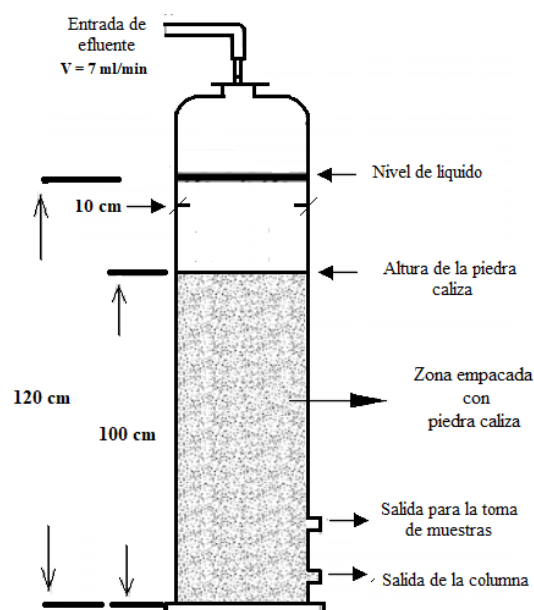
Se utilizó para la adsorción de los metales Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn un lecho fijo, compuesta por columnas rellenas de piedra caliza, turba y carbón activo de diámetro comprendido entre (0,60 a 0,85) mm respectivamente.

Las columnas cuyas dimensiones fueron aproximadamente de 1,30 m de alto y 10 cm de diámetro interno fueron fabricadas de plástico y antes de ser empacadas con los adsorbentes, se colocó una red de metal en el fondo; que sirvió para evitar que la piedra caliza tapone los conductos por los que fluye la muestra.

Para el empacado de la primera columna, se tomó una cantidad de piedra caliza alrededor de (17,276) g hasta obtener una altura de lecho aproximadamente de 1 m. Para la segunda columna se utilizó aproximadamente 2,913 gr de carbón activo, hasta obtener una altura de lecho de 70 cm y 621 gr de turba para completar una altura de lecho de 1 m, como se muestra en la Figura 27 y 28.

Figura 27

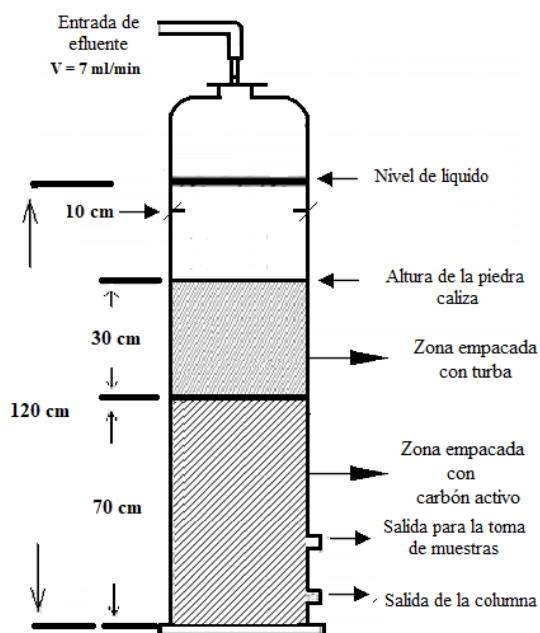
Configuración de la columna de piedra caliza



Nota: Masa de piedra caliza = 17, 276 g; Densidad de piedra caliza = 2,2 g/cm³; Volumen de adsorbente = 7853 cm³; Altura de la columna = 130 cm; Volumen de líquido en la columna = 10210 cm³.

Figura 28

Configuración de la columna 2 de turba y carbón activo



Nota: Masa de turba = 0,621 g; Masa de carbón activo = 2,913 g; Densidad de turba = 0,264 g/cm³; Densidad de carbón activo = 0,53 g/cm³; Volumen de turba = 2356 cm³ Volumen de carbón activo = 5497 cm³; Altura de la columna = 130 cm; Volumen de líquido en la columna = 10210 cm³.

El sistema que se utilizó para la adsorción consta de un recipiente de 150 L, el cual contuvo la muestra pretratada de las lavadoras con soluciones sintéticas de los metales Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en las concentraciones que superaron 10 veces los límites permitidos por el TULSMA a un pH de 6,0, para posteriormente, pasarlo a través de las dos columnas antes mencionadas a caudal de 7 mL/min por medio de una bomba hidráulica ya que la mayor adsorción en las columnas se obtiene a flujos más bajos y se debe a un mayor tiempo de contacto entre el metal y los sitios activos del adsorbente lo que permite alcanzar el equilibrio, traduciéndose en una mayor adsorción.

Una vez iniciada la operación de la columna se recogieron muestras del efluente de la columna 1 y 2 para ser recolectadas a diario botellas de vidrio, provistos de tapa y

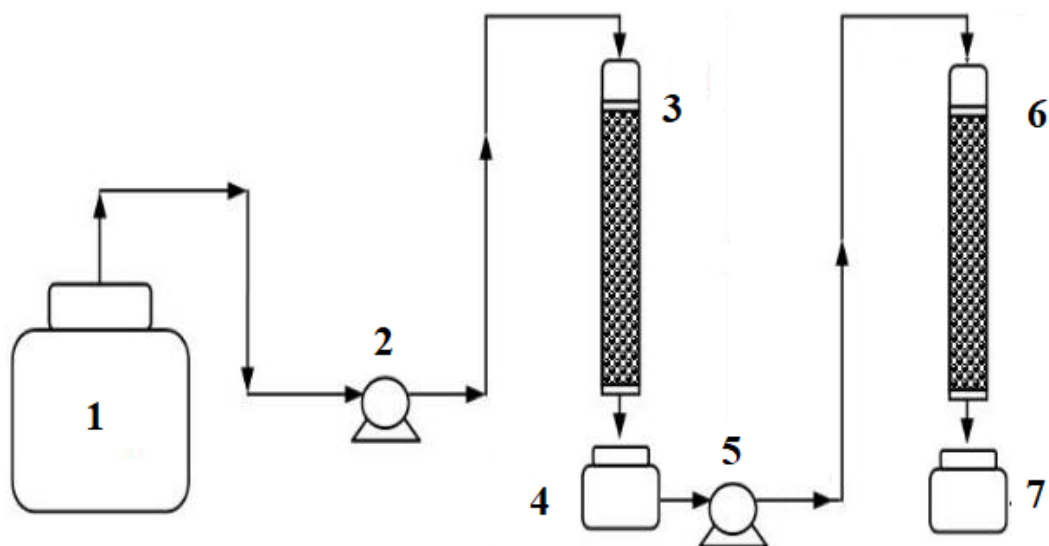
con capacidad para 1 L; los cuales fueron analizados por medio de un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (AA- 200 Perkin Elmer) para los metales Cd y Pb y para Cu, Cr, Ni y Zn con un Fotómetro multiparamétrico de la marca HANNAN con el fin de obtener las concentraciones de los metales en el efluente, para posteriormente observar la curva de ruptura, así como el tiempo de saturación y ruptura. La operación de la columna fue llevada a cabo, hasta que la concentración de cualquier metal en objeto de estudio fuese igual a la de la entrada.

3.14.2 Configuración del sistema experimental de adsorción continua para obtener las curvas de ruptura.

La Figura 29 se muestra el sistema utilizado para el proceso de adsorción continua y en donde se puede observar con el número 1 el recipiente almacenador ubicado en la parte izquierda, la cual contiene el agua residual a tratar, un poco más a la derecha con el número 2 se puede observar la bomba hidráulica, que bombea agua a 7 ml/min hacia la columna número 3 compuesta por un metro de piedra caliza. El agua residual se vuelve a almacenar en un recipiente almacenador que se puede observar con el número 4 para posteriormente volver a bombear mediante a bomba hidráulica número 5 el agua residual hacia la columna número 6 compuesta por 70 cm de carbón activo y 30 cm de turba para que finalmente el líquido tratado se deposite en el último recipiente representado con el número 7.

Figura 29

Configuración experimental del sistema de adsorción continua mediante lechos fijos



Notas: (1) Recipiente alimentador de 150 L. (2) Bomba peristáltica. (3) Columna rellena de piedra caliza. (4) Recipiente almacenador N.º. 1 de 20 L. (5) Bomba hidráulica 2. (6) Columna rellena de 30 cm de turba y 70 cm carbón activo. (7) Recipiente almacenador N.º. 2 de 20 L. Planta piloto ubicada en la Universidad Técnica de Ambato – Laboratorios de la UIDE de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

3.14.3 Características del efluente inicial

La caracterización de la muestra de las lavadoras homogenizada obtenida a partir de las 10 lavadoras de la ciudad de Ambato se muestra en la Tabla 16.

Tabla 16

Caracterización de la muestra obtenida de las 10 lavadoras de la ciudad de Ambato

Parámetros	Valores
pH	7,17
Porcentaje de Oxígeno disuelto (%)	32,8
Conductividad (µs/cm)	670
NTU	333
DQO (mg/L)	1320
Temperatura (°C)	19,07
Presión (mmHg)	548,2
Solidos totales (g/L)	0,18

Nota. La caracterización se realizó mediante el equipo de multiparamétrico proporcionada por LACONAL.

Como resultado la muestra presentó un pH de 7.13, una conductividad de 670 ms/cm, la concentración de oxígeno de DQO 1320 mg/L, la turbidez de 333 NTU, estas medidas fueron tomadas a 19.07 °C. Al final como residuo se obtuvo un compuesto solido-húmedo (lodo) de óxido de hierro (III).

Los análisis fisicoquímicos empleados para la determinación de los metales fueron desarrollados según los protocolos de la Universidad Técnica de Ambato. La caracterización de las muestras obtenidas a través de los efluentes de las lavadoras arrojó los siguientes resultados:

Tabla 17

Concentración de metales en la mezcla homogénea obtenida de las lavadoras

Metal	Concentración (mg/l)
Hierro (III)	2,2
Cromo (VI)	0,230
Zinc (II)	41
Cobre (II)	0,1
Níquel (II)	0,09
Plomo (II)	0
Cadmio (II)	0

Nota. Datos obtenidos en la Universidad Técnica de Ambato.

Se puede observar que los valores de los metales pesados no superan los límites permisibles por el Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULSMA, en la TABLA 8. Pero se pueden observar que ciertas concentraciones de zinc (II), hierro (III), cromo (VI), cobre (II) y níquel (II) que con el aumento de las industrias automotrices en un futuro no muy lejano pueden producir efectos negativos en los ecosistemas y la salud de las personas.

3.14.4 Pretratamiento de la muestra inicial

Dado que la muestra inicial de lavadoras homogenizada obtenida de las 10 lavadoras de autos de la ciudad de Ambato está compuesta por elevadas cantidades solidos

suspendidos y totales, así como una turbidez elevada se procedió a realizar un pretratamiento que ayude a obtener resultados reproducibles.

Por lo que para la operación en las columnas se utilizó una muestra con las características similares a las del agua destilada, para ello, se procedió a realizar un proceso de pretratamiento mediante floculación y coagulación de la muestra inicial, con el propósito de tanto la turbidez, así como los sólidos totales y en suspensión que se encuentran en el mismo.

3.14.4.1 Floculación y coagulación

Dado que la muestra presenta un color oscuro y la necesidad de obtener una muestra clarificada para el correcto funcionamiento de los métodos de detección de metales se procedió a realizar una prueba de jarras para la coagulación, floculación y sedimentación de los residuos de lavadoras con sulfato ferroso.

Tabla 18

Prueba de jarras con sulfato ferroso $FeSO_4$

Muestra	$FeSO_4$ -10 g/l (ml)	Floculante (ml/L)	Turbidez	Conductividad (μ s/cm)
1	12	0,5	148	683
2	16	0,5	106,8	702
3	32	0,5	90	712
4	64	0,5	26,4	940

Nota. Características de la prueba de jarras para encontrar las condiciones óptimas de coagulación con sulfato ferroso $FeSO_4$.

Se apreció una significativa disminución de la turbidez de 26,4 NTU al añadir 64 ml de sulfato ferroso ($FeSO_4$) 10g/L y 0,5 ml del floculante (poliacrilamida catiónica 10%) en 500 ml de la muestra por lo que se procedió a colocar posteriormente 400 gramos del sulfato ferroso y 75 ml del floculante en los 150 Litros de las muestras de

lavadoras para obtener resultados similares de NTU a los obtenidos en la prueba de jarras (26,4 NTU).

La muestra de 300 litros presentó una abundante precipitación de hierro lo que continuamente favorecía a la oxidación del hierro y a la aparición de un color amarillo el cual generaba una turbidez de 36 NTU. Para ello se procedió a realizar a subir el pH a 9 añadiendo cal de grado técnico, esto con la finalidad de favorecer la precipitación de las partículas que se encuentran en la muestra, en total se añadieron 130.22 gramos de cal a la muestra de 300 L. En donde se pudo obtener una baja turbidez de 1,22 NTU y una muestra apta para trabajar con el fotómetro, el cual tiene como requisito fundamental que la muestra no sea turbia ni presente algún color característico que interfiera en los resultados, garantizando su reproductibilidad.

Figura 30

Prueba de jarras en el laboratorio



Nota. Se empleo en cada jarra 500 ml de la muestra de lavadoras.

3.14.4.2 Caracterización de la muestra de las lavadoras pretratada

Tabla 19

Caracterización de la muestra homogenizada de 300 L pretratada obtenidas a través de las lavadoras

Parámetros	Valores
pH	7,92
Porcentaje de Oxígeno disuelto (%)	32,8
Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	670
NTU	6,30
DQO (mg/L)	87
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	19,07
Presión (mmHg)	548,2
Solidos totales (g/L)	0
Hierro (mg/l)	13
Cromo ($\mu\text{g}/\text{l}$)	8
Zinc (mg/l)	0
Cobre (mg/l)	0
Níquel (mg/l)	0
Plomo (mg/l)	0
Cadmio (mg/l)	0

Nota. Datos obtenidos en la Universidad Técnica de Ambato.

Como se puede observar en la Tabla 19 tras el proceso de pretratamiento se obtuvo una muestra mucho menos turbia y sin la presencia de solidos en suspensión, ni metales que puedan interferir en la unión a los sitios activos de la superficie de los adsorbentes a excepción del hierro 13 mg/L y el cromo 8 mg/L los cuales no

provocan diferencias significativas en el proceso.

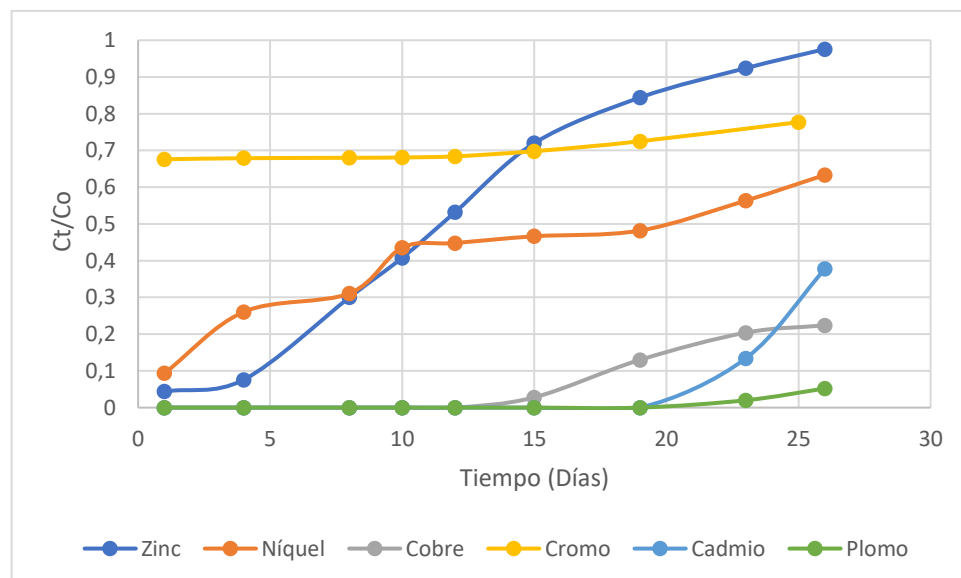
3.14.5 Curvas de ruptura

Con los datos obtenidos a partir del estudio de la cinética de adsorción de los metales con los adsorbentes se realizó el diseño de las columnas filtrantes para la remoción de estos iones metálicos por lo que se esperó un comportamiento ideal en las columnas, que como se pudo observar dicho comportamiento no fue de todo correcto, como en el caso de la nula adsorción del cromo (VI) en forma de cromato en la columna 1, posiblemente debido a que los modelos de ajuste usados eran ideales y para el caso del lecho fijo se trabaja en estado dinámico por tanto en las ecuaciones de este modelo no se consideran factores como la temperatura, y la turbulencia producida los cuales generalmente difieren los datos obtenidos en los ajustes obtenidos mediante los modelos ideales.

A continuación, podemos observar las curvas de ruptura obtenidas en la planta piloto, cabe recalcar que en total se obtuvieron 25 muestras de cada columna en operación, pero con el objetivo de disminuir los costos de los reactivos para la cuantificación de cada metal se procedió a obtener 9 cuantificaciones de cada metal por columna, es decir se cuantificó las muestras de cada columna trascurridos tres días aproximadamente de operación. Para la primera columna se obtuvieron los siguientes resultados:

Figura 31

Curvas de ruptura (C_t/C_0) concentración en el tiempo sobre la concentración inicial de cada metal vs el tiempo en la columna de piedra caliza



Nota: Datos obtenidos en la Universidad Técnica de Ambato

La forma que presenta la curva de ruptura ayuda a identificar el mecanismo limitante de la velocidad. De las curvas de ruptura obtenidas en el estudio, la que mejor tendencia sigmoidea presenta es la del zinc (II), el níquel (II) confirmando que la adsorción del zinc (II) y níquel (II) es favorable, ya que, la curva ideal es la que posee una pendiente muy alta a partir del tiempo de ruptura, lo que significa que la transferencia de masa no está controlada por la difusión del metal.

Mientras que para los demás metales como el cadmio (II), plomo (II) y cobre (II) se muestra una disminución de la pendiente en la curva de ruptura, es decir, un curva sigmoidea o aplanada que significa que la parte en donde se produce la transferencia de los metales se extiende por gran parte de la columna y la cual sugiere que la curva es propensa extenderse debido a que la difusión comienza a controlar el proceso de adsorción. Esto da lugar a una curva de adsorción pobre, ya que la afinidad del adsorbente por el adsorbato es menor.

Como se puede apreciar en la Figura 31 las curvas de ruptura de la columna compuesta por 1 metro de piedra caliza no se puede calcular el punto de ruptura de los 6 metales en cuestión, debido a que no se muestra una reducción del Cr^{+6} en su forma de cromato $(\text{Cr}_2\text{O}_4)^{-2}$ por debajo del 10%. Además de que tanto el Zn^{+2} como el Ni^{+2} presentan tiempo de ruptura demasiado tempranos. Por otro lado, para el resto de los metales Pb^{+2} , Cd^{+2} y cobre si se pudo obtener un punto de ruptura más aceptable de 16 días, tiempo en el cual el cobre supera el 10% de su concentración inicial.

Del gráfico también se puede deducir que el área bajo la curva es mayor para el Zn^{+2} que, para los demás metales, por lo que se puede decir que la mayor adsorción correspondió al Zn^{+2} , la cual se debe a una mayor afinidad de los sitios activos de la piedra caliza para el Zn^{+2} que para los demás metales.

Por otro lado, el Zn^{+2} y el Ni^{+2} son los que reportaron menores tiempos de ruptura debido a la elevada concentración inicial del Zn^{+2} y del Ni^{+2} ya que al aumentar el valor del potencial iónico del catión, se incrementa la posibilidad de su adsorción en la superficie del sólido y esto se debe a que un gradiente de concentración bajo causa un transporte lento, por la disminución del coeficiente de difusión, pero este aumenta

al aumentar la concentración y ocasiona un transporte más rápido y en consecuencia aumenta la capacidad de adsorción de los adsorbentes utilizados

De manera similar este efecto también se produce debido a que el zinc al tener una mayor energía de ionización es el que mayor adsorción produce con respecto a los demás metales, proseguido por el níquel (II) que pesar de tener una menor energía de ionización que el cobre presenta una mayor adsorción, esto podría deberse a que el cobre al estar pentahidratado presenta un radio hidratado mayor que dificulta el intercambio iónico.

También se puede observar una mejor adsorción en el Cd^{+2} que el Pb^{+2} dado que el plomo es el metal que menor energía de ionización presenta. Por lo tanto, el orden de adsorción cuando hay más de un componente metálico, catiónico y bivalente viene dado de la siguiente por el siguiente orden de preferencia de adsorción $\text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb}$.

Es por ello que se procedió a implementar la segunda columna compuesta por carbón activo y turba, ya que al existir una mayor cantidad de adsorbente que este en contacto con los metales, el tiempo de ruptura será mayor.

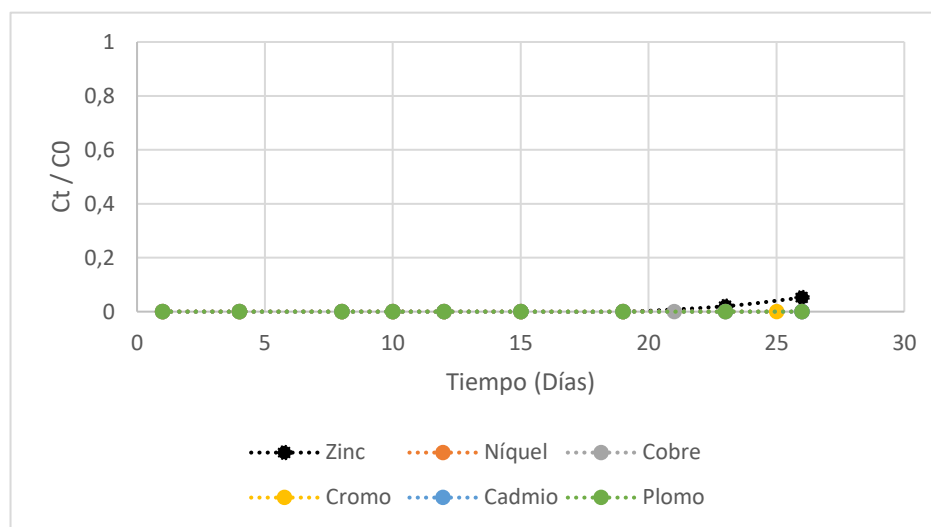
También es posible identificar que el cromo (VI) al entrar en contacto con la columna compuesta por 1 metro de piedra caliza desde el primer día no se obtuvo una disminución del 10% de la concentración inicial por lo que se requirió de la implementación obligatoria de otra columna compuesta por la turba y carbón activo los cuales adsorben de mejor manera el cromo gracias a que esta posee un mayor número de grupos funcionales con carga positiva que sean capaces de interactuar con el cromo.

Si se engloban todos los resultados obtenidos se prueba que la piedra caliza fue capaz de adsorber de manera muy eficaz el Zn^{+2} , sin embargo al presentar una capacidad de adsorción demasiado alta no se debería aplicar este adsorbente para el tratamiento de aguas que tengan grandes concentraciones de zinc (II) (superior a 50 mg/l), ya que el adsorbente se saturaría rápidamente, para casos de concentraciones similares sería conveniente añadir otra columna compuesta por otros adsorbentes como el carbón y la turba.

Dado a la nula adsorción del cromo y el temprano tiempo de ruptura del zinc (II) y el níquel (II) en la columna 1 compuesta por piedra caliza se procedió a bombear la muestra obtenida de la columna 1 a la columna 2 la cual estaba compuesta por 70 cm de carbón activo y 30 cm de turba, los datos obtenidos se muestran a continuación en las siguientes curvas de ruptura para el sistema compuesto por las dos columnas.

Figura 32

Concentración en el tiempo sobre la concentración inicial de cada metal vs el tiempo en la columna de piedra caliza + turba + carbón activo



Nota: Datos obtenidos en la Universidad Técnica de Ambato

En la Figura 32 se puede observar que las curvas de ruptura para los metales en objeto de estudio muestran un punto de ruptura superior a 25 días, por lo que se deduce que los tiempos de regeneración del material adsorbente es mayor.

De manera similar, se observó que una mayor área de contacto con los adsorbentes (columna 1 y 2) permitió obtener mejores resultados que los mostrados en la primera columna compuesta solo por piedra caliza, gracias en gran parte a que al aumentar la cantidad de adsorbente que este en contacto con los metales, mejora la capacidad de adsorción de las columnas y aumenta el tiempo de saturación de los adsorbentes.

Cabe recalcar que en el sistema compuesto por una columna de 1 m de piedra caliza y otra columna de 30 cm de turba y 70 cm de carbón activo no se logró llegar al tiempo de ruptura de los metales debido a la alta demanda de reactivos para continuar con el experimento, por ello, se determinó que el punto y tiempo de ruptura

se presentará a un tiempo mayor a 25 días.

Con el objetivo de obtener mejores resultados en este sistema compuesto por 2 columnas se debería aumentar el flujo de entrada ya que el flujo es el factor predominante que influye en los tiempos de ruptura y saturación, y según **(Valencia & Castellar, 2013)** el flujo volumétrico influye en el tiempo en el que se alcanza el punto de ruptura, y se debe a que el aumento del flujo delimita el proceso de adsorción porque disminuye el tiempo de contacto entre el metal y el adsorbente y alcanzándose un punto de ruptura a un tiempo reducido.

A continuación, en la Tabla 20 se muestran los tiempos de ruptura obtenidos a partir del análisis de los datos experimentales presentados en las curvas de ruptura, para la columna compuesta por piedra caliza.

Tabla 20

Tiempo de ruptura del 50% ($C/Co = 0.5$) en la columna de piedra caliza

Metal	Tiempo de ruptura (25 días)
Cd	+25
Cu	+25
Cr	0
Ni	20
Pb	+25
Zn	12

Nota: Tiempo de operación de 25 días

En la Tabla 20 se pueden observar los tiempos de ruptura para cada metal en la columna N.º. 1 compuesta por 1 m de piedra caliza, en donde se muestra que el cromo (VI) presentó un tiempo de ruptura de 0 días debido a que la adsorción de aniones $(CrO_4)^{-2}$ por parte de los grupos funcionales presentes en la superficie de la

piedra fue prácticamente nula.

Para el resto de los metales como el Zn^{+2} y el Ni^{+2} se observó una elevada adsorción de la piedra caliza con ambos cationes gracias a su elevado potencial de ionización y a que existe concentración superior en el efluente con respecto a los demás metales, a pesar de ello, se obtuvo un tiempo de ruptura del 50% (C_t/C_0) = 0.5 de 12 y 20 días respectivamente, lo que significa que a ese tiempo la concentración del efluente de la columna 1 presento la mitad de la concentración inicial. Es por ello que se recomienda en las columnas de piedra caliza no utilizar concentraciones muy altas de metales (concentraciones mayores a 20 mg/l) con una alta capacidad de adsorción, con el propósito de que el sistema funcione correctamente durante un periodo más largo de tiempo.

Por último, para el cadmio (II), plomo (II) y el cobre (II) se obtuvieron tiempos de ruptura del 50% superior a 25 días lo que significa que la piedra caliza adsorbe de manera eficaz estos metales durante más de 25 días o, lo que es lo mismo, durante un volumen tratado de 300L con 10 veces la concentración de los metales permitida por la tabla N.º. 9 del TULSMA.

CAPÍTULO 4

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

3.15 Conclusiones

Si bien los 3 adsorbentes presentan buenos porcentajes de remoción, la turba es ligeramente superior a la piedra caliza y el carbón activo, gracias a las características de los microporos y los grupos funcionales presentes en su estructura molecular. Esto quiere decir que la adsorción de los metales no se restringe solo al tamaño de los microporos, sino que también se presenta adsorción en el resto de la superficie gracias a las fuerzas de interacción entre los grupos funcionales de los adsorbentes y los adsorbatos.

Se pudo observar que la adsorción se convierte en una técnica promisoriosa para la remoción de metales pesados de ambientes acuosos, especialmente, con adsorbentes derivados de materiales lignocelulósicos como la turba y el carbón activo ya que cuentan con una amplia variedad de polímeros en su estructura los hacen materiales eficientes, siendo una tecnología limpia y barata para el tratamiento de efluentes contaminados a concentraciones 10 veces superiores a las permisibles por el TULSMA.

Se determinaron las capacidades máximas de adsorción ($q_{m\acute{a}x}$) para cada metal y adsorbente en objeto de estudio, en las condiciones óptimas de trabajo, es decir, con 10 veces las concentraciones límites de metal permisible a $pH = 6$ en agua destilada con en un tiempo de contacto de 60 minutos con 10 mg/L de los adsorbentes a una velocidad de agitación de 150 rpm obteniendo que para 5 mg/L de Cr^{+2} las $q_{m\acute{a}x}$ son 0,1575 mg*g/L para la turba tras 60 minutos de contacto y de 0,7874 mg*g/L tras 2 minutos de contacto para el carbón activo; para 50 mg/L de Zn^{+2} se obtuvieron $q_{m\acute{a}x}$ de 2,2 mg*g/L tras 30 min para piedra caliza y de 2,1 mg*g/L tras 15 min con la turba; para 10 g/L de Cu^{+2} se logró obtener $q_{m\acute{a}x}$ con el carbón activo de 0,55 mg*g

/L tras 2 min de contacto y para el carbón activo de 0,55 mg*g /L tras 30 minutos; para 0,2 mg/L de plomo (II) se obtuvieron $q_{\text{máx}}$ de 0,09 mg*g/L a los 2 minutos y de 0,083 mg*g/L a los 60 minutos para el carbón activo; de manera similar para 20 mg/L de Ni^{+2} se obtuvieron $q_{\text{máx}}$ de 0,96 mg*g/ para carbón activo y 0,99 mg*g/L para turba; por último, para 0,2 mg/L de Cd^{+2} se obtuvieron $q_{\text{máx}}$ de 0,0065 mg*g/L para turba y 0,004 mg*g/L para piedra caliza

Se evaluó la remoción de cada metal con los 2 adsorbentes más efectivos según los grupos funcionales del adsorbente y fuentes bibliográficas consultadas. En donde se obtuvo que para el Cr (VI) la turba es más eficiente y eficaz para el proceso de adsorción, gracias a que con este adsorbente se obtienen mayores porcentajes de remoción a los 5 y 60 minutos de 15,77% y 65,1% respectivamente; para el Zn (II) la piedra caliza es el que mayor porcentaje de adsorción presenta con 70% a los 5 minutos y 80% a los 60 minutos; para el cobre la piedra caliza presenta mejores porcentajes de remoción a los 5 y 60 minutos con 99,36 y 100%, respectivamente; en el caso del plomo el carbón activo es el más eficaz con porcentajes de remoción 97,76% y 98,34% a los 5 y 60 minutos; para el níquel el carbón activo presenta porcentajes de remoción de 85,65% a los 5 minutos y de 100% a los 60 minutos y por último, el cadmio (II) presenta mejores porcentajes con la turba llegando a alcanzar 25,62% a los 5 minutos y 63,77% a los 60 minutos.

Si se engloban todos los resultados obtenidos en la presente investigación, se comprobó que la turba presenta un gran potencial para la remoción de Cr(VI), Ni (II) y Cd (II) gracias a los grupos funcionales (hidroxilos, carboxilos y alquilo) presente en su estructura molecular, mientras que el carbón activo es el adsorbente ideal para los metales pesados Cu (II), Pb (II) y Ni (II), gracias a los grupos funcionales hidroxilo, carbonilo y carboxilo que se encuentran en la superficie del adsorbente, por último la piedra caliza presenta un buen potencial de remoción para Zn (II) y Cu (II) debido en gran parte al intercambio de los átomos de Ca^{+2} presentes en la calcita de la piedra caliza. Por lo que estos adsorbentes se pueden considerar como una alternativa para el tratamiento de aguas residuales con contenido de metales pesados divalentes ya que la presencia de sus grupos funcionales ayuda a pueden contribuir la remoción de los metales presentes las aguas residuales de lavadoras.

En cuanto a los resultados cinéticos de proceso de adsorción de metales pesados

empleando piedra caliza, turba y carbón se encontró que para todos los metales pesados se presentaron buenas correspondencias lineales con el modelo cinético de pseudo segundo orden con la mayoría de los adsorbentes, gracias a que se obtuvieron coeficientes de correlación $R^2 > 0,95$, frente a los valores de coeficiente R^2 (0,4 - 0,7) obtenidos del modelo cinético de pseudo primer orden, con lo cual se muestra que la eliminación de los metales en objeto de estudio por parte de los dos materiales estudiados ocurre mediante un proceso de quimisorción, el cual sugiere que la presencia de ambos mecanismos, fisisorción en donde la molécula que es adsorbida por el adsorbente no se encuentra fija en un sitio determinado de la superficie del adsorbente, sino que más bien se encuentra libre de moverse dentro de la interfase y quimisorción en donde el adsorbato se enlaza fuertemente en sitios localizados en los centros activos del adsorbente, pueden estar involucrados en la remoción.

Solo en el caso del Cr (VI) con la turba se presenta un modelo cinético de pseudo-primer orden, posiblemente debido a la menor composición de grupos funcionales positivos que interacciones con cromo (VI) en forma la forma de cromato, lo que significa que el proceso de adsorción está determinado por la difusión que sugiere sorción en la superficie del adsorbente.

Se observó que la muestra de agua residual de lavadoras filtrada muestra una disminución de la respuesta instrumental debido a los altos contaminantes como fosforo, nitrógeno, aceites, grasas y productos químicos los cuales aumentan la fuerza iónica lo que provoca que los centros activos del adsorbente sean rodeados fuertemente por otras cargas positivas y por ende ejerzan comportamientos competitivos en los sitios activos del adsorbente, disminuyendo la adsorción del metal por lo adsorbentes.

En el estudio del porcentaje de remoción a los 10 minutos con agua destilada y la muestra de lavadoras para los metales pesados muestran que existe un mayor porcentaje de remoción de Cd(II), Cu (II), Ni (II) y Zn (II) con valores superiores al 60% con agua destilada mientras que mientras que con la muestra de lavadoras la remoción fue menos efectiva para los metales con valores inferiores al 60% usando los adsorbentes piedra caliza, turba y carbón activo; por otra parte, para el Cr (VI) y Pb (II) la remoción con agua destilada y muestra no reportó variaciones significativas, sin embargo, se logró una mayor adsorción con porcentajes superiores

al 90% con la turba, mientras que con piedra caliza y carbón activo la adsorción es menor al 40% transcurridos los 10 minutos.

Además, se pudo observar la disminución de los porcentajes de adsorción cuando existe más de un metal en la muestra, debido principalmente a la competencia que ejercen los iones por interactuar con los sitios adsorbentes de metal lo que sugiere que no se puede deducir el comportamiento de un adsorbente solamente considerando los resultados en sistemas de monocomponente.

De manera similar, se observó que al aumentar la energía de ionización de los metales bivalentes aumenta la capacidad de adsorción de los adsorbatos, ya que el proceso de adsorción está directamente relacionado con la energía necesaria para arrancar un electrón de los metales bivalentes, por lo cual los mejores porcentajes de remoción de los metales se consiguieron para los metales con mayor energía de ionización es por ello que los metales que los metales con mayor energía de ionización (Cu (II), Ni (II)) muestran mayores porcentajes de remoción transcurridos los 10 minutos de adsorción.

La nula adsorción del cromo (VI) en forma de cromato en la columna 1, se debió posiblemente debido a que los modelos de ajuste usados eran ideales y para el caso del lecho fijo se trabaja en estado dinámico por lo que parámetros como la temperatura y la turbulencia entre otros pudieron influir en la adsorción del cromo (VI).

A partir de los resultados obtenidos se prueba que la piedra caliza fue capaz de adsorber el Zn^{+2} y el Ni^{+2} sin embargo al poseer una capacidad alta no se debería aplicar este adsorbente para el tratamiento de aguas que tengan grandes concentraciones de zinc o níquel (superiores a 20 mg/L) ya que el adsorbente se satura rápidamente, por lo que, para casos de concentraciones superiores sería conveniente el empleo de tratamientos convencionales como emplear otra columna compuesta por otro adsorbente con el objetivo de reducir a valores cercanos a cero de tal forma en que se puedan cumplir las diferentes ordenanzas para la descarga de efluentes acuosos.

El Zn^{+2} y el Ni^{+2} presentan un área bajo la curva mayor y un tiempo de ruptura menor en la columna 1 debido a que la energía de ionización y la concentración de

cada metal es un factor importante en la adsorción de varios metales en una misma solución empleando columnas de adsorción de lecho fijo.

Por otro lado, en la columna 1 existen remociones menores de iones como el Cu^{+2} que se removieron en los primeros días de funcionamiento de la experiencia, pero al cabo de 25 días no existe remoción de estos iones por la saturación del material adsorbente piedra caliza.

En la columna N.º. 1 compuesta por 1 m de piedra caliza se obtuvieron tiempos de ruptura del 50% de Cd^{+2} , Cu^{+2} y Pb^{+2} superiores a 25 días de operación lo que significa que se obtuvieron buenos resultados porque se requiere de menos ciclos de regeneración de los adsorbentes, resultados similares se obtuvo con el sistema compuesto por una columna de piedra caliza y otra de turba y carbón activo en la cual se determinó que el tiempo de ruptura de todos los metales es superior a 25 días.

Se concluye que al implementar la segunda columna compuesta por 30 cm de turba y 70 cm de carbón activo los tiempos de ruptura aumentaron significativamente lo cual es positivo ya que se requieren de menos ciclos de regeneración de los adsorbentes. Por lo que se sugiere que la superficie total del lecho fijo influye de forma importante en el comportamiento dinámico del proceso, a medida que aumenta la masa de adsorbente (o el área adsorbente), se incrementa la cantidad del metal removido, esto se puede demostrar en las curvas de ruptura que generó el estudio dando tiempos de ruptura diferentes. Igualmente, el tiempo necesario para alcanzar la saturación de la columna es mayor a medida que aumenta el área de relleno.

3.16 Recomendaciones

- Incluir un estándar y equipos validados, aptos y calibrados para realizar el estudio de la calibración de modo que se cubra el rango de concentración de interés.
- Asegurar que se utilicen los materiales y aparatos apropiados para preparar los patrones de calibración.
- Realizar las gráficas y examinar los resultados utilizando un software validado para realizar la regresión lineal.
- En el proceso de adsorción entre los factores más importantes encontramos el

tamaño de partícula y el pH de la disolución, por este motivo, es necesario que en estudios posteriores se busquen condiciones que generen un mejor desempeño en los sistemas.

- Diseñar filtros con la menor cantidad de intervenciones, de manera que sea eficiente energéticamente, su impacto ambiental sea moderado y su evaluación económica sea rentable con respecto a todos los beneficios que aportaría poder utilizar aguas provenientes de residuos de lavadoras en Ambato.
- Para aplicaciones a nivel industrial, el estudio del comportamiento del sistema adsorbente-metal en columnas de lecho fijo en serie y en paralelo resultaría útil para tener datos con mayor aplicabilidad dentro de este campo por lo que se recomienda hacer un análisis de este.
- La capacidad de adsorción de zinc del cilantro puede ampliarse a otros metales pesados, ante la semejanza química que presentan los mismos, por esto se recomienda el estudio del proceso de adsorción con metales como el cromo, plomo o mercurio. También se recomienda analizar el comportamiento de este adsorbente ante mezclas de compuestos contaminantes en efluentes acuosos de procesos industriales.
- A partir del modelado matemático se tuvo una buena aproximación del comportamiento del sistema, sin embargo, se recomienda utilizar modelos matemáticos que consideren no idealidad, de esta forma se obtendrán ecuaciones matemáticas más reales.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz, T. (2020). *ENERGÍA DE IONIZACIÓN - Curso para la UNAM*.
<https://cursoparalaunam.com/energia-de-ionizacion>
- Acevedo, S., Colina, M., Díaz, A., Fernández, N., Behling, E., Marín, J., & Colina, G. (2007). Chemical activation of sugar cane bagasse [*Saccharum officinarum* on nickel (II) adsorption in industrial effluents. *Activación Química Del Bagazo de Caña de Azúcar (Saccharum Officinarum) En La Adsorción de Níquel (II) En Efluentes Industriales*, 30(3), 244–252.
https://www.academia.edu/download/49069245/Activacin_qumica_del_bagazo_de_caa_de_az20160923-5876-1wvxtto.pdf
- Acosta, H. A., Barraza, C. A., & Albis, A. R. (2017). Adsorción de cromo (VI) utilizando cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) como biosorbente: Estudio cinético. *Ingeniería y Desarrollo*, 35(1), 58–76.
<http://rcientificas.uninorte.edu.co/index.php/ingenieria/article/view/7901/8943>
- Acosta, I., Sandoval, P., Bautista, D., Hernández, N., Cárdenas, J., & Martínez, V. (2012). BIOADSORCIÓN DE CROMO (VI) POR LA CÁSCARA DE MAMEY (*Mammea americana L.*). *Avances En Ciencias e Ingeniería*, 3(2), 1–9.
http://www.exeedu.com/publishing.cl/av_cienc_ing/2012/Vol3/Nro2/1-ACI1057-10-full.pdf
- Albis, A., Cajar, L., Prospectiva, M. D. (2015). Sorption kinetic analysis of Cr (VI) in aqueous solutions at concentrations of 10-20 mg/L using bitter cassava peel (*Manihot esculenta*). *Scielo.Org.Co*. Retrieved June 23, 2022, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1692-82612015000200008&script=sci_abstract&tlng=pt
- Albis, A. R., Cajar R, L. v., & Domínguez, M. I. (2015a). Análisis cinético de la adsorción de Cr (VI) en soluciones acuosas a concentraciones de 10-20 mg/L con el uso de cáscara de yuca amarga (*Manihot esculenta*). *Prospectiva*, 13(2), 64. <https://doi.org/10.15665/rp.v13i2.488>
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). Geochemistry, groundwater, and pollution, second edition. In *Geochemistry, Groundwater and Pollution, Second Edition*.

CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>

- Armijo, J., Rivera, D., & Mallma, G. (2009). Biosorción de Cr (VI) por Cáscara de Limón, (*Citrus Limonium*), Modificada. *Revistasinvestigacion.Unmsm.Edu.Pe*. <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/quim/article/view/4963>
- Aslam, M. Z., Ramzan, N., Naveed, S., & Feroze, N. (2010). Ni (II) removal by biosorption using *Ficus Religiosa* (*Peepal*) leaves. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 55(1), 81–84. <https://doi.org/10.4067/s0717-97072010000100019>
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 97, Issues 1–3, pp. 219–243). [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Barreto, C. (2013). Obtención de carbón activado a partir de la pepa de la aceituna para adsorción de metales pesados (Pb, As) en efluentes líquidos. *Universidad Nacional Del Callao*, 57. <http://209.45.55.171/handle/20.500.12952/2005>
- Berardozi, E., & García Einschlag, F. S. (2014). Estudio de columnas reactivas basadas en el empleo de hierro cero valente para la eliminación de contaminantes en agua. *INVESTIGACION JOVEN*, 1, 45. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/75560>
- Bernabé Vírveda, I. (2019). *Adsorción de metales estratégicos sobre materiales carbonosos*. 296. <https://eprints.ucm.es/id/eprint/58052/>
- Berrospi Alania, L. Y. (2019). *Remoción de metales pesados presentes en las aguas ácidas de la laguna Yanamate mediante la aplicación de la dolomita como agente remediante a escala experimental-2019*. <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/930>
- Boada Sánchez, P. J. (2015). *Estudio Del Proceso De Biosorción De Contaminantes En Efluentes Acuáticos Mediante Cilantro (*Coriandrum Sativum*)*. 112. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/3780>
- Bravo, N. P. (2004). *Utilización de adsorbentes para la eliminación de contaminantes en aguas y efluentes líquidos*. http://www.ub.edu.ar/investigaciones/tesinas/86_bravo.pdf

- Calero, M., Hernáinz, F., Blázquez, G., Dionisio, E., & Martín-Lara, M. A. (2011). Evaluación de la biosorción de cobre con cáscara de almendra. *Afinidad*, 68(554), 274–284. <https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/268107>
- Carranza, Q., & Antony, D. (2020). *Remoción de arsénico de las aguas del río Pelagatos utilizando ceniza de paja de trigo*. <http://repositorio.usanpedro.pe/handle/USANPEDRO/14276>
- Carro de Diego, L. (2012). Eliminación de mercurio de efluentes acuosos con materiales de bajo coste: proceso combinado de bioadsorción-reducción. *A Coruña, Univerdade Da Coruña.*, Tesis doctoral. <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/10146>
- Castellanos, R. R. (2009). *Evaluación de la operación de adsorción en continuo, de Níquel (II) utilizando Bagazo de caña de azúcar natural*. <https://dspace.uclv.edu.cu/handle/123456789/1197>
- Céliz, F., & Forneris, I. (2018). Diseño de una planta de generación de carbón activado obtenido a partir de carozos de aceitunas mediante activación térmica. In *F.C.E.F. y N.* (p. 132). <https://rdu.unc.edu.ar/handle/11086/6459>
- Contreras, S. A. (2022). Modelado matemático de curvas de ruptura para la eliminación de 8-Hidroxiquinoleína a partir de estudios fundamentales de equilibrio y velocidad de adsorción. *Repositorioinstitucional.Uaslp.Mx*. <http://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/7506>
- Delgado, L. (2011). *Propuesta de un plan de manejo ambiental para el Cantón El Pan*. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/53901>
- Durán Vera, I. (2019). *Diseño de procesos cíclicos de adsorción para la captura de CO2 en el contexto de una planta de gestión de residuos*. <https://digital.csic.es/handle/10261/196191>
- Fadzil, F., Ibrahim, S., & Hanafiah, M. A. K. M. (2016). Adsorption of lead (II) onto organic acid modified rubber leaf powder: Batch and column studies. *Process Safety and Environmental Protection*, 100, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.12.001>
- Gaballah, I., & Kilbertus, G. (1995). *Elimination of As, Hg and Zn from synthetic*

solutions and industrial effluents using modified bark.
<https://www.osti.gov/biblio/78152>

García, N. B., Vera, L. M., Flores, M. E., Brazales, D. E., Bermejo, D. F., & Uguña, M. F. (2018). Biosorción de Cd (II) y Pb (II) en columna de lecho fijo con cáscara de cacao. *Afinidad*, <https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/335958>

Gutiérrez-Cardona, F. A., Vargas-Cabañas, D. D., & Pedreguera-Zepeda, A. Z. (2013). Evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranja para la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II). *Ingeniería*, *17*(1), 1–9. <https://www.redalyc.org/pdf/467/46729718001.pdf>

Hajšlová, J., Holadová, K., Kocourek, V., Poustka, J., Godula, M., Cuhra, P., & Kempný, M. (1998). Matrix-induced effects: A critical point in the gas chromatographic analysis of pesticide residues. *Journal of Chromatography A*, *800*(2), 283–295. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(97\)01145-X](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(97)01145-X)

HANNA Instruments Colombia. (2022.). *HI 83399 Fotómetro Multiparámetro para Aguas y Aguas Residuales con Medidor de pH | HANNA Instruments Colombia*. 2022. Retrieved June 22, 2022, from <https://www.hannacolombia.com/productos/producto/hi-83399-fotometro-multiparametro-para-aguas-y-aguas-residuales-con-medidor-de-ph>

Huarilloclla, V. C. (2022). *Recuperación de zinc por el método de adsorción con carbón activado en el río Huancane*. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/18330>

Huerga Pérez, E. (2005). *Desarrollo de alternativas de tratamiento de aguas residuales industriales mediante el uso de tecnologías limpias dirigidas al reciclaje y/o valoración de contaminantes*. <https://roderic.uv.es/handle/10550/15133>

Humberto Sepúlveda, C., Ulloa Gómez, M. G., & Góngora Gómez, A. M. (2018). *Contenido de metales pesados (cobre, cromo, cadmio, níquel, plomo, arsénico, zinc y mercurio) en la almeja chocolata (Megapitaria squalida) de Bahía Altata, Sinaloa, y el riesgo potencial para la salud humana por su consumo*. 1–89. <http://www.cienciasinaloa.ipn.mx/jspui/handle/123456789/291>

- Húmpola, P. D. (2015). Estudio de la adsorción de compuestos biorrefractarios en solución acuosa. *Fabibib*, 18, 248–251. <https://doi.org/10.14409/fabibib.v18i0.4866>
- Izquierdo, C. (2011). Espectroscopía de absorción y emisión atómica: análisis de la composición química elemental. *Torrossa.Com*. <https://www.torrossa.com/gs/resourceProxy?an=5062608&publisher=FZ1670#page=223>
- Karthikeyan, T., Rajgopal, S., & Miranda, L. R. (2005). Chromium (VI) adsorption from aqueous solution by Hevea Brasilinesis sawdust activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 124(1–3), 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.003>
- Kumar Karna, N. (2013). *Modelación matemática del proceso de biosorción de Cromo+ 6 y Ni+ 2: estudios en serie en columnas de lecho fijo con Bagazo de Caña de Azúcar*. <https://dspace.uclv.edu.cu/handle/123456789/2176>
- Lavado, C., Sun-Kou, M., & Recuay, N. (2012). Remoción de cromo (VI) empleando carbones preparados por activación química a partir de las astillas de eucalipto. *Rev Soc Quím Perú*, 78(1), 2012. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2012000100003
- León, D. (2017). Bioadsorción de mercurio (II) en aguas residuales generados por el Centro Minero Informal de Lunar de Oro, ubicado en el distrito de Ananea con biomasa de Waraqqo (*Echinópsis maximiliana*). In *Repositorio Institucional Digital unap* (Issue Ii). <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/6167>
- León, W. A., Palma, T. G., & Vera, L. V. (2011). *Caliza agrícola fortificada*. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/4481>
- Llanos Correa, J. (2013). *Propuesta para el manejo del aceite usado de vehículos automotores en el cantón Sigsig*. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/5174>
- Loganathan, S., Tikmani, M., Edubilli, S., Mishra, A., & Ghoshal, A. K. (2014). CO2 adsorption kinetics on mesoporous silica under wide range of pressure and temperature. *Chemical Engineering Journal*, 256, 1–8.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.06.091>

- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz Garcia, F. G. (2016). Los Riesgos De Los Metales Pesados En La Salud Humana Y Animal. *Bioteología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)
- López, A. G. (2018). *Bioadsorción de plomo y cadmio mediante el uso de carbón activado proveniente de cascarilla de arroz en aguas de la Laguna Huascacocha, Yauli, Junín 2018*. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/42846>
- Mamani-Naverro, W., Inofuente-Ccarita, W. R., de la Cruz-Paredes, D. W., Zea-Sacachipa, N., Salas-Sucaticona, R., Mamani-Coaquira, D., & Sucapuca-Mamani, R. (2019). Adsorción de metales pesados de aguas residuales de la mina Lunar de Oro con carbón activado de lentejas de agua (*Lemna gibba L.*). *ÑAWPARISUN - Revista de Investigación Científica*, 1(2), 13–20. <http://unaj.edu.pe/revista/index.php/vpin/article/view/27>
- Mariela, S., & Yantas, M. (2013). *Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental*.
- Marshall, R., & Espinoza, J. (2016). *Evaluación del poder biosorbente de las cáscaras de cítricos (Limón y Toronja) para eliminación de metales pesados; Plomo (Pb) y Mercurio (Hg) en aguas residuales sintética*. 114. <http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/18100/1/401-1208> - Evaluación del poder biosorbente de las cáscaras de cítricos.pdf
- Martínez, V., Martínez, M., Reategui, K., & Escobar, M. (2012). Cu (II), Cd (II) and Zn (II) adsorption by the Cuare Mangrove Peat, Falcon State, in different degrees of artificial maturation Adsorción de las especies Cu (II), Cd (II) y Zn (II) por la turba de manglar de Cuare, Edo. Falcón, en diferen. *Researchgate.Net*, 35(1), 1–7. https://www.researchgate.net/profile/Marcos-Escobar-4/publication/269700215_Cu_II_Cd_II_and_Zn_II_adsorption_by_the_Cuare_Mangrove_Peat_Falcon_State_in_different_degrees_of_artificial_maturation/links/54b406d40cf28ebe92e449fe/Cu-II-Cd-II-and-Zn-II-adsorpt

- Matus, I., Paniagua, L., & Benavente, M. (1970). Estudio de la cinética de adsorción de Cu y Hg a partir de soluciones binarias usando quitosano. *Nexo Revista Científica*, 24(1), 20–32. <https://doi.org/10.5377/nexo.v24i1.591>
- Mejía Carrillo, P. W., Urquía Collantes, K., Cabello Torres, R. J., & Valdiviezo Gonzales, L. G. (2020a). Evaluación de la *Moringa oleifera* en el tratamiento de aguas con alta turbidez y carga orgánica. *Ingeniería Del Agua*, 24(2), 119. <https://doi.org/10.4995/ia.2020.12274>
- Montalvo, G. (2019). Afecciones neurodegenerativas: toxicidad por acumulación de metales. *Journal of Negative*. <https://revistas.proeditio.com/jonnpr/article/view/2944>
- Montero, D. (2017). *Tratamiento de Aguas Residuales mediante la Tecnología de Filtro de Turba en el centro urbano del Barrio Maravilla - Distrito de Pilcomayo- Provincia de Huancayo Junín*. <https://repositorio.upla.edu.pe/handle/20.500.12848/250>
- Morán Martínez, J. (2014). La contaminación ambiental y ocupacional por plomo y sus efectos en la salud reproductiva masculina, evidencia de daño al ADN / Occupational and environmental contamination by lead and its effects on male reproductive health, evidence of dna damage. *RICS Revista Iberoamericana de Las Ciencias de La Salud*, 1(2), 1. <https://doi.org/10.23913/rics.v1i2.14>
- Moron, R. (2018). *Adsorción de calcio del agua potable con carbón activado en columnas de lecho fijo — Steemit*. <https://steemit.com/stem-espanol/@emiliomoron/adsorcion-de-calcio-en-el-agua-potable-con-carbon-activado-en-columnas-de-lecho-fijo>
- Moya, C. K. E. (2018). REMOCIÓN DE PLOMO EN AGUAS RESIDUALES PROCEDENTES DE ACTIVIDADES MINERAS MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE CÁSCARA DE CACAO. *Gastrointestinal Endoscopy*, 10(1), 279–288. <https://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/10001>
- Moyano Rodríguez, D. F., & Veloz, N. (2016). Estudio de adsorción y desorción de Cadmio (II) por un andosol rico en alofán tomado de un yacimiento ubicado en la provincia de Santo Domingo de los Tsáchilas. *Facultad de Ciencias, Bachelor (Ii)*, 115. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/6227>

- Muñoz, H. S., & Tovar, L. C. (2021). *Adsorción de zinc (II) a partir del tamaño de partícula, cantidad del zuro de maíz (Zea mays) y el pH de las aguas acidas de la Unidad Minera Kolpa SA*. <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/6358>
- Naranjo, D. V. (2017). *Estudio de un filtro biológico para el control de efluentes generados en una quesera en la parroquia Mulaló-cantón Latacunga, a base de piedra caliza, canutillos de*. <http://repositorio.uta.edu.ec/handle/123456789/25959>
- Nava Ruíz, C., & Armenta, M. M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Medigraphic.Com*. <https://www.medigraphic.com/cgi-bin/new/resumen.cgi?IDARTICULO=32546>
- Netzahuatl, A., Urbina, M., & Cristina, E. (2010). Estudio Cinético De La Remoción De Cromo Hexavalente Y De Cromo Total Por La Corteza Del Árbol De Pirul. *Revista Cubana de Química*, XXII (3). <https://www.redalyc.org/pdf/4435/443543720001.pdf>
- Nonaka, T., & Egawa, H. (1977). Removal of Heavy Metals from Aqueous Solution by Poly(methacrylohydrazide). *Nippon Kagaku Kaishi*, 1977(11), 1722–1727. <https://doi.org/10.1246/nikkashi.1977.1722>
- Nuñez, S. V. (2021). *Determinación de parámetros óptimos de adsorción del plomo (II) en aguas residuales industriales mediante un composito formado por piedra laja y cerámico*. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/20.500.12773/14016>
- Ojeda, B. A. (2018). *Adsorción de plomo (II) usando carbón activado comercial como adsorbente en el tratamiento de aguas contaminadas del lago Junín, departamento de Junín*. <https://repositorio.uap.edu.pe/handle/20.500.12990/8090>
- Ortiz, P., Mayoral, E., Guerrero, M. A., & Galan, E. (1995). Caracterización petrográfica y geoquímica de las calizas de la Sierra de Estepa (Sevilla) y evaluación de la calidad técnica como materiales de construcción. *Estudios Geológicos*, 51(5–6), 213–222. <https://estudiosgeol.revistas.csic.es/index.php/estudiosgeol/article/view/297>
- Pacho Pastrana, A. (2021). *Coagulación de aguas superficiales mediante mezclas*

coagulantes de Crotalaria Longirostrata (Chipilín) y sulfato de aluminio.
http://ri.ujat.mx/bitstream/20.500.12107/3657/1/6_Tesis_MCA_Pastrana_Alicia_Nov2021.pdf

Palacio Martínez, L. (1999). Caracterización estructural y superficial de membranas microporosas. *Universidad de Valladolid*, 336.
<https://uvadoc.uva.es/handle/10324/67>

Palacios, A. A. (2011). *Determinación Del Nivel De Filtración Que Tiene La Cáscara De Plátano, Para Reducir Metales Pesados Presentes En Agua Residual En La Empresa Weatherford, Cantón Francisco De Orellana, Provincia De Orellana, Periodo 2014.*
<http://repositorio.utc.edu.ec/handle/27000/2715>

Paternina, E. B. R., Piol, M. N., Saralegui, A. B., Caracciolo, N., & Boeykens, S. P. (2018). Remoción de Iones Metálicos de Mezclas Binarias Usando Dolomita. *KnE Engineering*, 3(1), 679. <https://doi.org/10.18502/keg.v3i1.1471>

Pinto, I. G. (2019). *Métodos analíticos aplicados en la espectroscopía de absorción atómica.* <http://risisbi.uqroo.mx/handle/20.500.12249/2671>

Plaza, C. (2012). Remoción de metales pesados empleando algas marinas. *Universidad De La Plata, Facultad de Ciencias Exactas.*, 166.
<http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/2770>

Primera Pedrozo, O., Colpas Castillo, F., & MezaFuentes, E. (2011). Carbones Activados a Partir De Bagazo De Caña De Azúcar Y Zuro De Maíz Para La Adsorción De Cadmio Y Plomo. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 35(136), 387–396.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0370-39082011000300012&script=sci_abstract&tlng=pt

Quiñones, E., Tejada, C., Arcia, C., & Ruiz, V. (2013). Remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomasa lignocelulósicas: una revisión. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 16(2).
<https://doi.org/10.31910/rudca.v16.n2.2013.922>

Quiroga Almaguer, A. U., Rodríguez Badillo, H. H., Rangel Rivera, Pedro, & Rangel-Porras, G. (2015). Polímeros inorgánicos como coagulantes en el tratamiento de aguas residuales. *Participación de La Mujer En La Ciencia*, 1–5.

http://congresos.cio.mx/memorias_congreso_mujer/archivos/extensos/sesion2/S2-BYQ10.pdf

- Rafatullah, M., Sulaiman, O., Hashim, R., & Ahmad, A. (2009). Adsorption of copper (II), chromium (III), nickel (II) and lead (II) ions from aqueous solutions by meranti sawdust. *Journal of Hazardous Materials*, 170(2–3), 969–977. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.066>
- Ramírez Franco, J. H., Martínez Ávila, Ó. M., & Fernández Ospina, L. M. (2013). Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula. *AVANCES Investigación En Ingeniería*, 10(1), 42–49. <https://revistas.unilibre.edu.co/index.php/avances/article/view/2725>
- Ramos Rincón, J. M. (2010). Estudio del proceso de biosorción de colorantes sobre borra (cuncho) de café. In *Director*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/7431>
- Rebollo, J. M. (2012). Eliminación De Cadmio (Ii) De Efluentes Urbanos Tratados Mediante Procesos De Bioadsorción: El Efecto Competitivo De Otros Metales Pesados. *Materials Letters*, 65(1). <https://212.128.20.127/handle/10317/2862>
- Reddy, D. H. K., Ramana, D. K. V., Seshaiyah, K., & Reddy, A. V. R. (2011). Biosorption of Ni (II) from aqueous phase by Moringa oleifera bark, a low cost biosorbent. *Desalination*, 268(1–3), 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.011>
- Rey Castro, C., Lodeiro, P., Herrero, R., & Sastre De Vicente, M. E. (2003). Acid-Base Properties of Brown Seaweed Biomass Considered As a Donnan Gel. A Model Reflecting Electrostatic Effects and Chemical Heterogeneity. *Environmental Science and Technology*, 37(22), 5159–5167. <https://doi.org/10.1021/es0343353>
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). Contaminación Por Metales Pesados: Implicaciones En Salud, Ambiente Y Seguridad Alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66–77. <https://doi.org/10.19053/1900771x.v16.n2.2016.5447>
- Rodríguez Salvador, J. (2011). *Proceso PACT como alternativa a los métodos convencionales de depuración de aguas: aplicación en efluentes procedentes de*

la fabricación de primeras materias plásticas.
<http://hdl.handle.net/10366/110823>

Rojas, N. G., Villanueva Díaz, P., Campos, E., Alma, M., & Rodríguez, V. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera Año*, 14, 109–129.
<https://quivera.uaemex.mx/article/view/10455>

Romero, B. (2020). Contaminación por Metales pesados en Alimentos en Ecuador: metaanálisis. *Universidad De Guayaquil*, 1–18.
<http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/48744/1/TESIS EMPASTAR.PDF>

Romualdo, A., & Carlos, J. (2019). *Evaluación de las calizas para el diseño de la planta de calcinación en la concesión Calquipa–Junín-2018*.
<http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/2259>

Sala, L. F., García, S. I., Carlos González, J., Frascaroli, M. I., Bellú, S., Mangiameli, F., Blanes, P., Mogetta, M. H., Andreu, V., Atria, A. M., Salas Peregrin, J. M., Sala, L. F., Atria, A. M., & Salas, J. M. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Dialnet.Unirioja.Es*, 106(2).
<https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3235861.pdf>

Salazar, B. A. (2022). *Caracterización de agua residual proveniente de la industria automotriz del cantón Ambato y su tratamiento por adsorción para remoción de metales*. <http://repositorio.uta.edu.ec/handle/123456789/34957>

Samaniego, J., Arzamendia, A., & Ayala, M. J. (2016). ngo (*Mangífera Indica l.*) Obtenido a partir de tres tipos de Remoción de Hierro y Plomo en aguas Residuales por Bioadsorción de la Cáscara de Naranja Agria. *Publicaciones.Uni.Edu.Py*, 69–75.
<http://publicaciones.uni.edu.py/index.php/rseisa/article/view/164>

Selatnia, A., Bakhti, M. Z., Madani, A., Kertous, L., & Mansouri, Y. (2004). Biosorption of Cd²⁺ from aqueous solution by a NaOH-treated bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. *Hydrometallurgy*, 75(1–4), 11–24.
<https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2004.06.005>

Sevilla, U. (2011). Manual del carbón activo. *Academia.Edu*.
https://www.academia.edu/download/36127315/Manual_del_carbon_activo.pdf

- Silva, M. B. (2016). Percepção da população assistida sobre a inserção de estudantes de medicina na Unidade Básica de Saúde. *Trabalho de Conclusão de Curso*, 1(9), 1–10. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Sø, H. U., Postma, D., Jakobsen, R., & Larsen, F. (2008). Sorption and desorption of arsenate and arsenite on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(24), 5871–5884. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.09.023>
- Soheyli, E., Azad, D., Sahraei, R., Hatamnia, A. A., Rostamzad, A., & Alinazari, M. (2019). Synthesis and optimization of emission characteristics of water-dispersible ag-in-s quantum dots and their bactericidal activity. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 182. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2019.110389>
- Song, G., Zhu, X., Chen, R., Liao, Q., Ding, Y. D., & Chen, L. (2016). An investigation of CO₂ adsorption kinetics on porous magnesium oxide. *Chemical Engineering Journal*, 283, 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.055>
- Sun-Kou, M. del R., Obregón-Valencia, D., Pinedo-Flores, Á., Ana Lucía Paredes-Doig, & Aylas-Orejón, J. (2014). ADSORCIÓN DE METALES PESADOS EMPLEANDO CARBONES ACTIVADOS PREPARADOS A PARTIR DE SEMILLAS DE AGUAJE. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 80(4), 225–236. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v80i4.159>
- Tapia, P., Pavez, O., Santander, M., & Sepúlveda, B. (2017). REMOCIÓN DE IONES COBRE CON SORBENTES ORGÁNICOS. *HOLOS*, 8, 42. <https://doi.org/10.15628/holos.2017.6661>
- Taty-Costodes, V. C., Fauduet, H., Porte, C., & Delacroix, A. (2003a). Removal of Cd (II) and Pb (II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust of *Pinus sylvestris*. *Journal of Hazardous Materials*, 105(1–3), 121–142. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2003.07.009>
- Tejada Tovar, C., Gallo Mercado, J., Moscote, J., Villabona, A., & Acevedo Correa, D. (2018). Adsorción competitiva de plomo y níquel sobre cáscara de ñame y bagazo de palma en sistema continuo. *Bioteología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 16(1), 52. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(16\)52-61](https://doi.org/10.18684/bsaa(16)52-61)
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (2014). Remoción de Pb (II), Ni (II) y Cr (VI) en soluciones acuosas usando matrices modificadas

- químicamente. *Prospectiva*, 12(2), 7. <https://doi.org/10.15665/rp.v12i2.265>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015a). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18(34), 109. <https://doi.org/10.22430/22565337.209>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á. y, & Marimón, W. (2014). Biosorción de cromo (VI) en aguas usando material lignocelulósico modificado. *Educación En Ingeniería*, 9(17), 86–97. <http://educacioneningeneria.org/index.php/edi/article/view/290>
- Tenorio Rivas, G. (2006). *Caracterización de la biosorción del cromo con hueso de aceituna*. 1–309. <https://digibug.ugr.es/bitstream/handle/10481/1350/16476736.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Thew, R., Calarco, T., Roorda, P. D., Ca, O., Jones, K. P., Ca, K., Friesen, P., Ca, O., Patent, U. S., Ci, U. S., ITU, Systems, D., ITU-T, 129/Menkes/SK/II/2008, M. K. R. I. N. Roberts, A., Mujtaba, A., Mujtaba, A., Mujtaba, A., ... Seifert, F. (2015). Estudio de las características de rocas calcáreas típicas utilizadas para la producción de cales en el municipio de Vijes. 53(5), 1–116. <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/15592>
- Tobar, D. C. (2021). *Determinación de las características físicas de sustancias reactivas: carbón activado, piedra caliza, turba, de origen ecuatoriano para el tratamiento de agua*. <http://repositorio.uta.edu.ec/handle/123456789/32617>
- Tovar, C. T., Ortiz, A. V., & Zarur, J. N. (2015). *Uso de biomásas para la adsorción de plomo, níquel, mercurio y cromo*. <https://repository.usc.edu.co/handle/20.500.12421/774>
- Urviola Zapata, A., & Vera Silva, L. S. (2019). *Determinación de las condiciones óptimas de adsorción de arsénico sobre cáscara de huevo en una solución sintética para su aplicación en aguas del río Tambo evaluando el efecto de la matriz de composición*. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/20.500.12773/11425>
- Valencia, J. S., & Castellar, G. C. (2013). Predicción de las curvas de ruptura para la remoción de plomo (II) en disolución acuosa sobre carbón activado en una

- columna empacada. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 66(1), 141–158.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-62302013000100012
- Vera, A., & Morocho, C. (2015). *Facultad de Ingeniería escuela académico profesional de ingeniería ambiental*.
- Vera Cabezas, L. M., Bermejo Campos, D., Uguña Rosas, M. F., García Alvear, N., Flores Zamora, M., & Brazales, D. (2018). Modelado en columna de lecho fijo para la bioadsorción de Cd^{2+} y Pb^{2+} con cáscara de cacao. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(4), 611–620.
<https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.04.05>
- Vergara, V., & Francisco, J. (2017). Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara de la mandarina (*Citrus Reticulata* Var. *Clementina*). *Investigacion*, 115.
<https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14460>
- Viteri, J. (2020). *Análisis De La Información Científica De Biomasa Agrícola Residual Utilizada Para Remediación De Aguas Contaminadas Por Metales Pesados*. <http://repositorio.utc.edu.ec/bitstream/27000/7064/1/PC-001064.pdf>
- Vizcaíno Mendoza, L., & Fuentes Molina, N. (2015). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1), 43. <https://doi.org/10.18359/rcin.432>
- Zambrano, N. F., & Morán, N. Y. (2016). *Depuración de material Refractario de aguas Residuales de una Industria Textil aplicando Adsorción con Carbón Activado, a escala Experimental*. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/19760>
- Zapater, D. (2015). Adsorción de Cobalto presente en disoluciones. *Core.Ac.Uk*, 76. <https://zaguan.unizar.es/record/48271/files/TAZ-TFG-2015-3289.pdf?version=1>
- Zou, Z., Tang, Y., Jiang, C., Engineering, J. Z. E. C., & 2015, undefined. (n.d.). Efficient adsorption of Cr (VI) on sunflower seed hull derived porous carbon. *Elsevier*. Retrieved June 23, 2022, from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343715000457>

ANEXOS

Anexos A - Fotográfico

Anexo A1 Fotómetro



Anexo A Laboratorio FCIAB – UTA



Anexo A pH metro



Anexo A Muestras a analizar



Anexo A Filtración de muestras



Anexo A3 Floculador



Anexo A Kits de cuantificación



Anexo A Materiales empleados



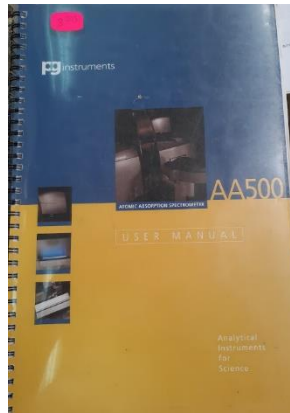
Anexo A Muestras sedimentadas



Anexo A4 Analizador multiparamétrico



Anexo A Manual del espectrofotómetro



Anexo A8 Disposición inicial de columnas



Anexo A5 Espectrofotómetro



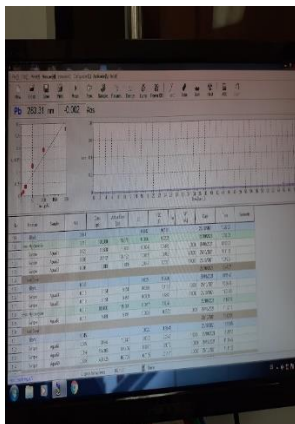
Anexo A6 Balanza analítica



Anexo A9 Sistema de columnas



Anexo A Pantalla del espectrofotómetro



Anexo A7 Turbidímetro



Anexo A10 Comparación final de las muestras



Anexos B - Límites de descarga TULSMA

TABLA 8 Límites de descarga al sistema de alcantarillado público, perteneciente al acuerdo ministerial 097-A, sustitutivo del TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE TULSMA, LIBRO VI, ANEXO I

REVISIÓN DEL ANEXO I DEL LIBRO VI DEL TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFUEENTES AL RECURSO AGUA			
TABLA 9. Límites de descarga al sistema de alcantarillado público			
Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Solubles en hexano	mg/l	50,0
Explosivos o inflamables.	Sustancias	mg/l	Cero
Alkil mercurio		mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN ⁻	mg/l	1,0
Cínc	Zn	mg/l	10,0
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo	mg/l	0,1
Cobalto total	Co	mg/l	0,5
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/l	0,2
Compuestos organoclorados	Organoclorados totales	mg/l	0,05
Cromo Hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de	DBO ₅	mg/l	250,0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	500,0
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/l	1,0
Fósforo Total	P	mg/l	15,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	20,0
Hierro total	Fe	mg/l	25,0
Manganeso total	Mn	mg/l	10,0
Materia flotante	Visible		Ausencia
Mercurio (total)	Hg	mg/l	0,01
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	60,0
Organofosforados y carbamatos	Especies Totales	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,5
Plomo	Pb	mg/l	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/l	0,5
Sólidos Sedimentables		ml/l	20,0
Sólidos Suspendidos Totales		mg/l	220,0
Sólidos totales		mg/l	1 600,0
Sulfatos	SO ₄ ⁻²	mg/l	400,0
Sulfuro de carbono	Sulfuro de carbono	mg/l	1,0
Sulfuros	S	mg/l	1,0
Temperatura	°C		< 45,0
Tensoactivos	Activas al azul de metileno	mg/l	2,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/l	1,0

Anexos C - Cálculos de los modelos cinéticos pseudo primer y segundo orden

Anexo C1 - cromo (VI)

Anexo C1.1 - Turba

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente al metal (Cr).

- La capacidad de adsorción en el equilibrio se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 21

Capacidad de adsorción en el equilibrio (cromo – turba)

Parámetro	Valor
q_e	0,1575 (mg/g)
C_0	4,84 (mg/L)
C_e	1,69 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,02 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 22

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el cromo y la turba

Tiempo	q_t (mg/g)
--------	--------------

0	0
1	0,00235
2	0,00325
5	0,0039
10	0,0057
15	0,0071
20	0,0088
30	0,01175
60	0,01575

Nota: Datos obtenidos usando Excel.

Modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – turba

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cromo y la turba se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 23

Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cromo turba

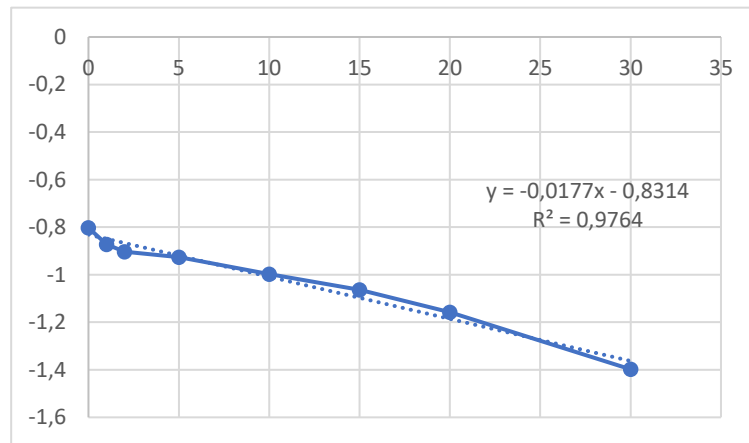
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-0,802719442
1	-0,872895202
2	-0,903089987

5	-0,92628165
10	-0,997833938
15	-1,062983893
20	-1,158015195
30	-1,397940009

Nota: Datos obtenidos usando el software Excel.

Figura 33

Modelo pseudo – primer orden cromo – turba



Nota: Datos obtenidos graficando $[\text{Log}(q_e - qt)]$

.Modelo pseudo-segundo orden cromo (VI) - turba

Este modelo se utiliza para demostrar la cinética de la quimisorción de las soluciones en estado líquido y en el cual se pretende que los metales se adsorben en dos sitios diferentes en el área del adsorbente. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 24

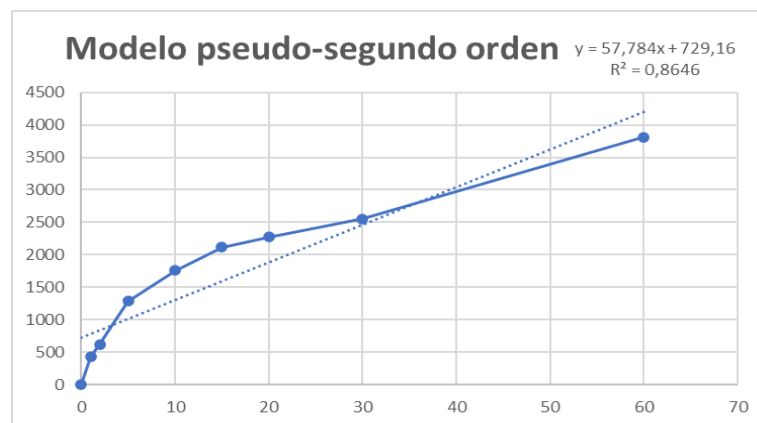
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cromo - turba

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,00235	425,531915
2	0,00325	615,384615
5	0,0039	1282,05128
10	0,0057	1754,38596
15	0,0071	2112,67606
20	0,0088	2272,72727
30	0,01175	2553,19149
60	0,01575	3809,52381

Nota: Datos obtenidos utilizando el software Excel.

Figura 34

Modelo pseudo-segundo orden cromo – turba



Nota: Datos obtenidos graficando (t/q_t).

En las Figuras 33 y 34 se puede observar que en la adsorción de cromo utilizando como adsorbente la turba se presenta un coeficiente de regresión del 0,9764

siguiendo el modelo de pseudo-primer orden, la cual asume que la capacidad de sorción de los sólidos es la etapa controlante de la adsorción por la transferencia de masa. Por lo que se puede utilizar ese modelo para predecir la adsorción.

Anexo C1.2 – Carbón activo

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal cromo (VI).

- Cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 25

Capacidad de adsorción en el equilibrio cromo (VI) – carbón activo

Parámetro	Valor
q_e	0,01575 (mg/g)
C_0	4,82 (mg/L)
C_e	0,404 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,0093 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 26

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cromo (VI) y el carbón activo

Tiempo	q_t
--------	-------

0	0
1	0,0235
2	0,0325
5	0,039
10	0,057
15	0,071
20	0,088
30	0,1175
60	0,1575

Nota: Datos obtenidos usando Excel.

Modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo.

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cromo y el carbón activo se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 27

Cálculo del modelo pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo

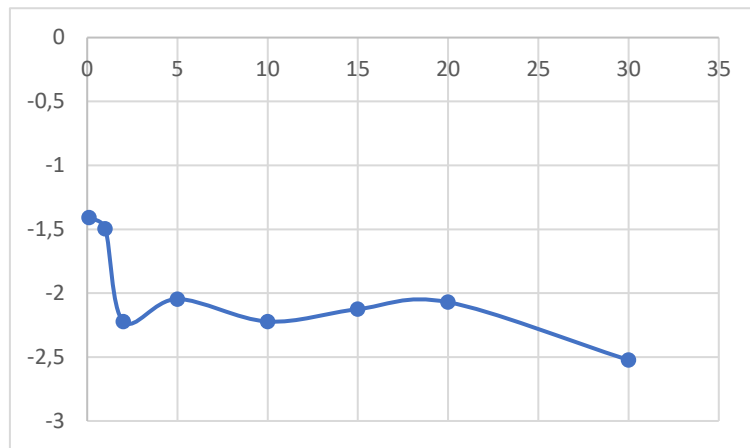
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-1,408935393
1	-1,494850022
2	-2,22184875

5	-2,045757491
10	-2,22184875
15	-2,124938737
20	-2,070581074
30	-2,522878745

Nota: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 35

Modelo de pseudo-primer orden cromo (VI) – carbón activo



Nota: Notas: Datos obtenidos graficando [Log (qe – qt)]

No es posible obtener una linealidad en el gráfico por lo que con este modelo no es posible predecir la adsorción del metal y el adsorbente.

Modelo pseudo-segundo orden cromo (VI) – carbón activo.

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 28

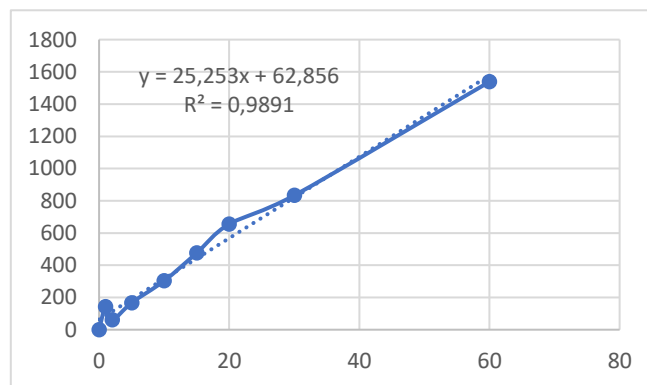
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cromo – carbón activo

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0,007	0
1	0,033	142,857143
2	0,03	60,6060606
5	0,033	166,666667
10	0,0315	303,030303
15	0,0305	476,190476
20	0,036	655,737705
30	0,039	833,333333
60	0,007	1538,46154

Nota: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 36

Modelo de pseudo-segundo orden cromo (VI) – carbón activo



Nota: Se logra observar una casi perfecta linealidad con un r^2 de 0,9891.

Se pudo apreciar que en el modelo de pseudo primer orden Figura 35. y de pseudo segundo orden **Figura 36** que la cinética de la adsorción entre el carbón activo y el cromo (VI) presenta un coeficiente de regresión del 0,9891 siguiendo el modelo de pseudo-segundo orden lo que significa que se puede utilizar este modelo para predecir la adsorción entre ambos componentes ya que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C2 – zinc (II)

Anexo 2.1 – Piedra caliza

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

Para el cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 29

Capacidad de adsorción en el equilibrio

Parámetro	Valor
q_e	6,55 (mg/g)
C_0	54 (mg/L)
C_e	10 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,0064g

Nota: Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 30

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el zinc (II) y la piedra caliza

Tiempo	q_t
0	0
1	1
2	1,8
5	1,95

10	2
15	2,05
20	2,1
30	2,15
60	2,2

Nota: Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Modelo pseudo-primer orden zinc (II) – piedra caliza.

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento de zinc y la piedra caliza se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 31

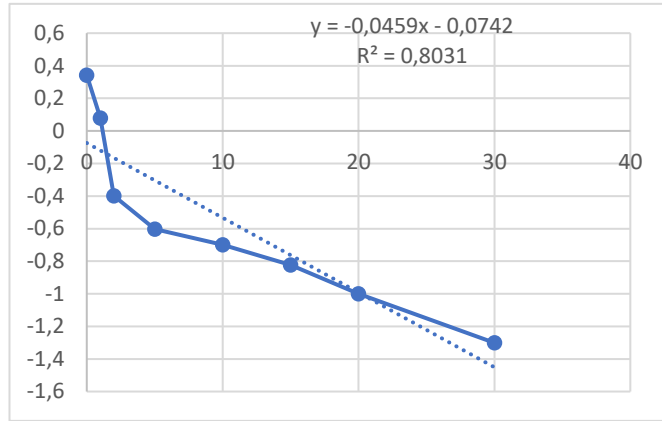
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden zinc (II) y piedra caliza

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	0,342422681
1	0,079181246
2	-0,397940009
5	-0,602059991
10	-0,698970004
15	-0,823908741
20	-1
30	-1,301029996
60	-

Nota: Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Figura 37

Modelo pseudo-primero orden zinc (II) y piedra caliza



Nota: No se aprecia una clara linealidad con el modelo pseudo-primero orden.

Modelo pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios del adsorbente que generalmente son diferentes. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 32

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza

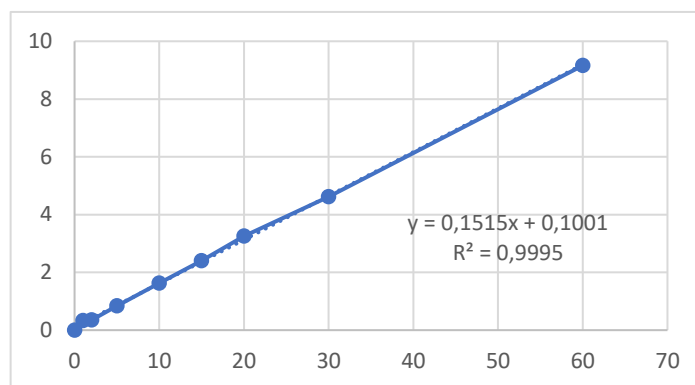
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	3,05	0,32786885
2	5,65	0,3539823
5	6	0,83333333
10	6,15	1,62601626
15	6,25	2,4
20	6,15	3,25203252

30	6,5	4,61538462
60	6,55	9,16030534

Nota: Datos obtenidos a través del software Excel

Figura 38

Modelo de pseudo-segundo orden zinc (II) – piedra caliza



Nota: Gráfico obtenido de t/q_t

Un coeficiente de regresión del 0,9995 en este modelo significa que la adsorción del zinc (II) con la piedra caliza se puede predecir utilizando el modelo de pseudo-segundo orden.

Al analizar las Figuras 37 y 38 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (0,9995) lo que significa que la adsorción del Zinc y la piedra caliza obedece la ecuación de pseudo-segundo orden y por tanto los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C3 – cobre (II)

Anexo 3.1 – Piedra caliza

Estudio de los modelos cinéticos.

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

Para el cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 33

Capacidad de adsorción en el equilibrio del cobre (II) - piedra caliza

Parámetro	Valor
q_e	0,55 (mg/g)
C_0	11 (mg/L)
C_e	0 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,0064g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 34

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cobre (II) y la piedra caliza

Tiempo	q_t
0	0
1	0,544
2	0,548
5	0,55
10	0,548
15	0,5475
20	0,5465

30 0,5495

60 0,55

Nota: Datos obtenidos mediante Excel.

Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cobre y la piedra caliza se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 35

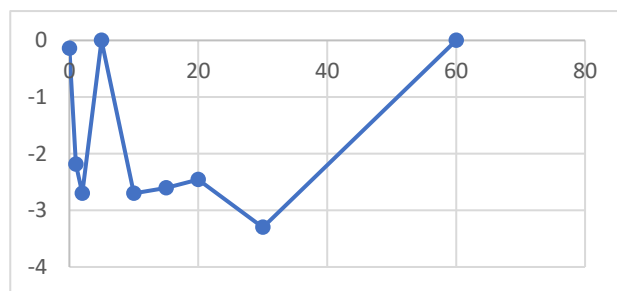
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	0,342422681
1	0,079181246
2	-0,397940009
5	-0,602059991
10	-0,698970004
15	-0,823908741
20	-1
30	-1,301029996
60	-

Nota: Datos obtenidos en la UTA

Figura 39

Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – piedra caliza



Nota: No se puede observar una linealidad debido a la elevada adsorción del adsorbente.

Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios del adsorbente que generalmente son diferentes. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 36

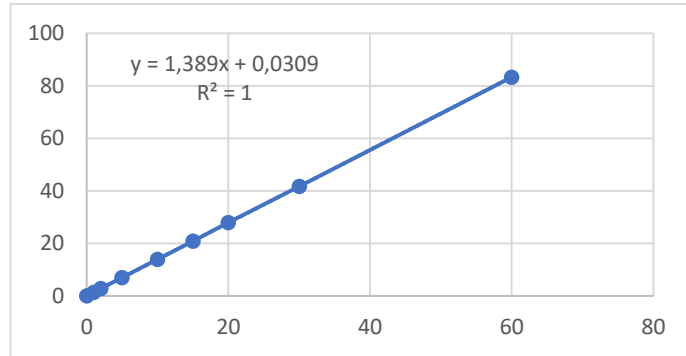
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,7135	1,401541696
2	0,718	2,78551532
5	0,72	6,944444444
10	0,718	13,9275766
15	0,7175	20,90592334
20	0,7165	27,91346825
30	0,7195	41,69562196
60	0,72	83,33333333

Nota: Datos obtenidos mediante Excel.

Figura 40

Modelo Pseudo-segundo orden cobre (II) – piedra caliza



Nota; Se puede observar una linealidad perfecta lo que significa que la adsorción del Cobre con la piedra caliza cumple con el modelo pseudo-segundo orden

Al analizar las Figura 39 y 40 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (1) lo que significa que la adsorción del Cobre y la piedra caliza obedece la ecuación de pseudo-segundo orden, es decir, que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C3.2 – Carbón activo

Estudio de los modelos cinéticos.

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

Para el cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 37

Capacidad de adsorción en el equilibrio del cobre (II) – carbón activo

Parámetro	Valor
q_e	0,435 (mg/g)

C_0	9,1 (mg/L)
C_e	0,3 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,0028g

Nota. Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 38

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cobre (II) – carbón activo

Tiempo	q_t
0	0
1	0,38
2	0,385
5	0,415
10	0,4
15	0,43
20	0,425
30	0,44
60	0,435

Nota: Datos obtenidos a través de Excel.

Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cobre y el carbón activo se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en

la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 39

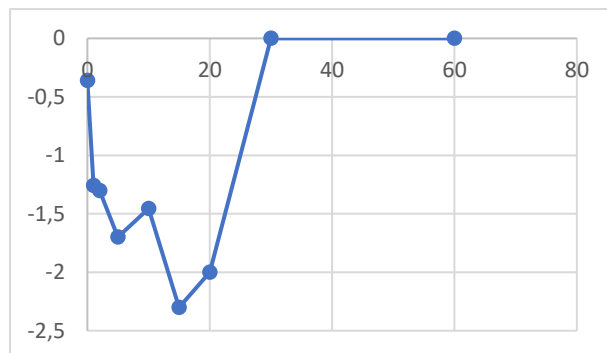
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-0,361510743
1	-1,259637311
2	-1,301029996
5	-1,698970004
10	-1,455931956
15	-2,301029996
20	-2
30	-
60	-

Nota: Datos obtenidos de Excel.

Figura 41

Modelo pseudo-primer orden cobre (II) – carbón activo



Nota. No se puede observar una linealidad en el gráfico debido a la elevada adsorción que presenta el adsorbente sobre el metal (Cu).

Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios del adsorbente que generalmente son diferentes. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 40

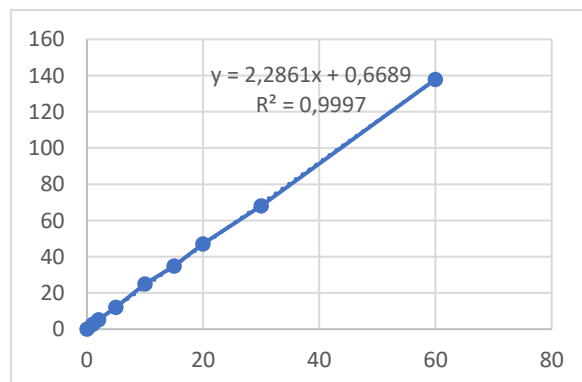
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,36	2,631578947
2	0,365	5,194805195
5	0,395	12,04819277
10	0,38	25
15	0,41	34,88372093
20	0,405	47,05882353
30	0,42	68,18181818
60	0,415	137,9310345

*Nota:*Datos obtenidos a través de Excel.

Figura 42

Modelo pseudo-segundo orden cobre (II) – carbón activo



Nota; Se puede observar una linealidad perfecta lo que significa que la adsorción del Cobre con el carbón activo cumple con el modelo pseudo-segundo orden.

Al analizar las Figuras 41 y 42 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (0,9997) lo que significa que la adsorción del Cobre y el carbón activo obedece la ecuación de pseudo-segundo orden y, por tanto, que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C4 – plomo (II)

Anexo 4.1 – Carbón activo

Estudio de los modelos cinéticos.

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

Para el cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 41

Capacidad de adsorción en el equilibrio del plomo (II) y carbón activo

Parámetro	Valor
q_e	0,0831495 (mg/g)
C_0	1,82 (mg/L)
C_e	0,157 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,0025g

Nota: Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 42

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el plomo (II) y carbón activo

Tiempo	q_t
0	0
1	0,0646925
2	0,0691805
5	0,073347
10	0,0705775
15	0,0751465
20	0,0764725
30	0,08178655
60	0,0831495

Nota: Datos obtenidos del software Excel.

Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del plomo (II) y el carbón activo se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 43

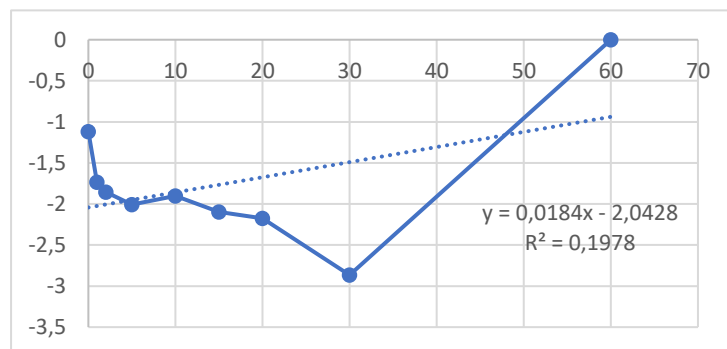
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-1,118332944
1	-1,733838888
2	-1,854834683
5	-2,008663149
10	-1,900595628
15	-2,096747183
20	-2,175418624
30	-2,865520076
60	-

Nota: Datos extraídos de los laboratorios de la UTA.

Figura 43

Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – carbón activo



Nota: No se puede observar una linealidad debido a la rapidez de la adsorción entre el plomo y el carbón activo.

Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios del adsorbente que generalmente son diferentes. La ecuación lineal del segundo orden se

puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 44

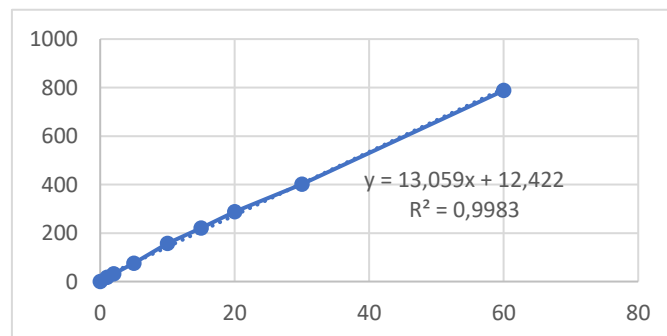
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,0576925	17,33327556
2	0,0621805	32,16442454
5	0,066347	75,36135771
10	0,0635775	157,2883489
15	0,0681465	220,1140191
20	0,0694725	287,883695
30	0,07478655	401,1416491
60	0,0761495	787,9237552

Nota. Datos extraídos del software Excel.

Tabla 45

Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – carbón activo



Nota. Se puede observar una elevada linealidad lo que significa que la adsorción del plomo con el carbón activo cumple con el modelo pseudo segundo orden.

Al analizar las Figuras 45 y 46 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (0,9983) lo que significa que la adsorción del plomo y el carbón activo obedece la ecuación de pseudo-segundo orden por lo que se estima que la adsorción del metal se produce en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C4.2 – Turba

Estudio de los modelos cinéticos.

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

Para el cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 46

Capacidad de adsorción en el equilibrio del plomo (II) -turba

Parámetro	Valor
q_e	0,0906765 (mg/g)
C_0	1,8440 (mg/L)
C_e	0,0305(mg/L)
V	0,5 L
m	10,0027g

Nota. Datos obtenidos de los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados

Tabla 47

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el plomo (II) - turba

Tiempo	q_t
0	0
1	0,0144825
2	0,0897675
5	0,0901415
10	0,091563
15	0,086523
20	0,091233
30	0,083783
60	0,0906765

*Nota:*Datos obtenidos a través de Excel.

Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del plomo y la turba se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 48

Cálculo del Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba

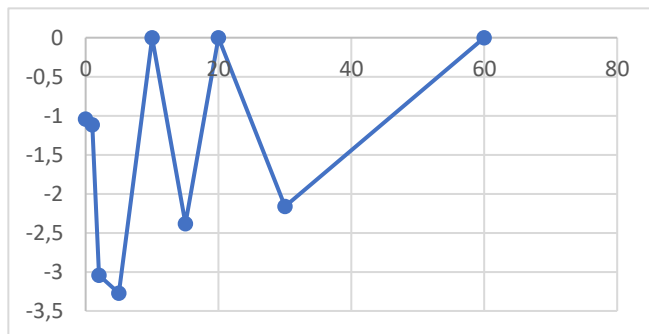
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
--------	---------------------

0	-1,042505251
1	-1,118079226
2	-3,041436117
5	-3,271646218
10	-
15	-2,381585785
20	-
30	-2,16156022
60	-

Nota: Datos obtenidos a través de Excel.

Figura 44

Modelo pseudo-primer orden plomo (II) – turba



Nota: No es posible observar una linealidad en los datos cuando la adsorción entre el adsorbente y adsorbato es muy alta.

Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios del adsorbente que generalmente son diferentes. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 49

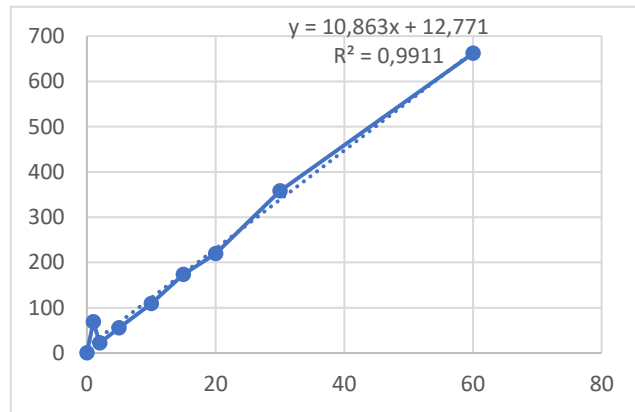
Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba

Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,0144825	69,04885206
2	0,0897675	22,27977832
5	0,0901415	55,46834699
10	0,091563	109,2144207
15	0,086523	173,3643078
20	0,091233	219,218923
30	0,083783	358,0678658
60	0,0906765	661,6929414

*Nota:*Datos obtenidos de Excel.

Figura 45

Modelo pseudo-segundo orden plomo (II) – turba



Nota: Se puede observar una elevada linealidad, con un coeficiente de relación cercano a 1, lo que significa que cumple con el modelo pseudo-segundo orden.

Al analizar las Figuras 44 y 45 obtenidas a partir de los datos experimentales se puede observar que el modelo de pseudo-segundo orden es el que presenta un mayor coeficiente de correlación (0,9911) lo que significa que la adsorción del plomo y

turba obedece la ecuación de pseudo-segundo orden.

Anexo C5 – níquel (II)

Anexo 5.1 – Turba

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente al metal (Ni).

- La capacidad de adsorción en el equilibrio se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 50

Capacidad de adsorción en el equilibrio del níquel (II) y turba

Parámetro	Valor
q_e	0,9757 (mg/g)
C_0	19,52 (mg/L)
C_e	0,1 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,02 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 51

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el níquel (II) y turba

Tiempo	q_t (mg/g)
--------	--------------

0	0,000
1	0,316
2	0,427
5	0,733
10	0,966
15	0,971
20	0,976
30	0,976
60	0,976

Nota: Datos obtenidos usando Excel.

Modelo pseudo-primer orden níquel (II) y turba

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del níquel (II) y la turba se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 52

Cálculo del Modelo pseudo-primer orden níquel (II) y turba

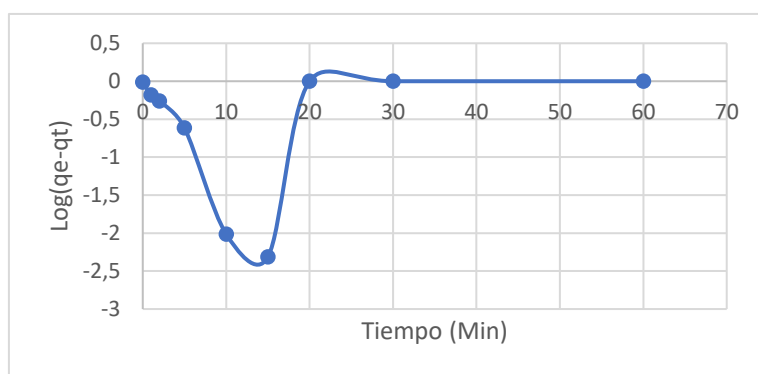
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-0,010671163
1	-0,180328312
2	-0,260788777
5	-0,614897216

10	-2,012837225
15	-2,31386722
20	-0,010671163
30	-

Nota: Datos obtenidos usando el software Excel.

Figura 46

Modelo pseudo – primer orden níquel (II) y turba



Nota: Datos obtenidos graficando [Log (qe – qt)].

Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba

Este modelo se utiliza para demostrar la cinética de la quimisorción de las soluciones en estado líquido y en el cual se pretende que los metales se adsorben en dos sitios diferentes en el área del adsorbente (Oré Jiménez et al, 2015). La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 53

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba

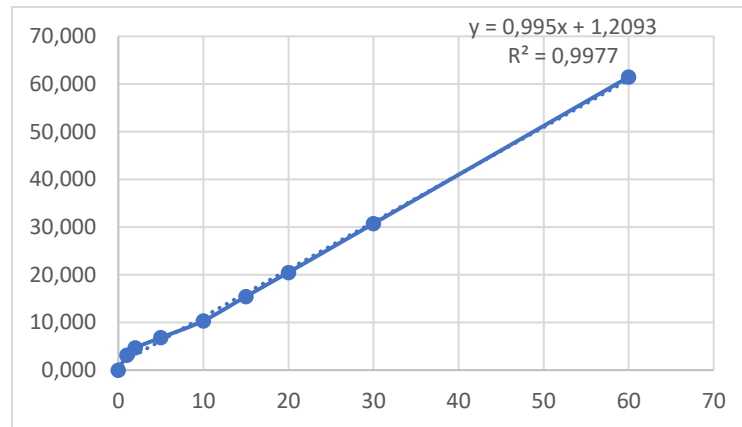
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0,000	0,000
1	0,316	3,169

2	0,427	4,682
5	0,733	6,821
10	0,966	10,352
15	0,971	15,450
20	0,976	20,498
30	0,976	30,731
60	0,976	61,462

Nota: Datos obtenidos utilizando el software Excel.

Figura 47

Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) y turba



Nota: Datos obtenidos graficando (t/q_t) .

En las Figuras 46 y 47 se puede observar que en la adsorción de cromo utilizando como adsorbente la turba se presenta un coeficiente de regresión del 0,9764 siguiendo el modelo de pseudo-primer orden, la cual asume que la capacidad de sorción de los sólidos es la etapa controlante de la adsorción por la transferencia de masa. Por lo que se puede utilizar ese modelo para predecir la adsorción.

Anexo 5.2 – Carbón activo

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la

capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

- Cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 54

Capacidad de adsorción en el equilibrio níquel (II) – carbón activo

Parámetro	Valor
q_e	0 (mg/g)
C_0	18,34 (mg/L)
C_e	0,92 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,00 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 55

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el níquel (II) – carbón activo

Tiempo	q_t
0	0
1	0,0235
2	0,0325
5	0,039
10	0,057

15	0,071
20	0,088
30	0,1175
60	0,1575

Nota: Datos obtenidos usando Excel

Modelo pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del níquel (II) y el carbón activo se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 56

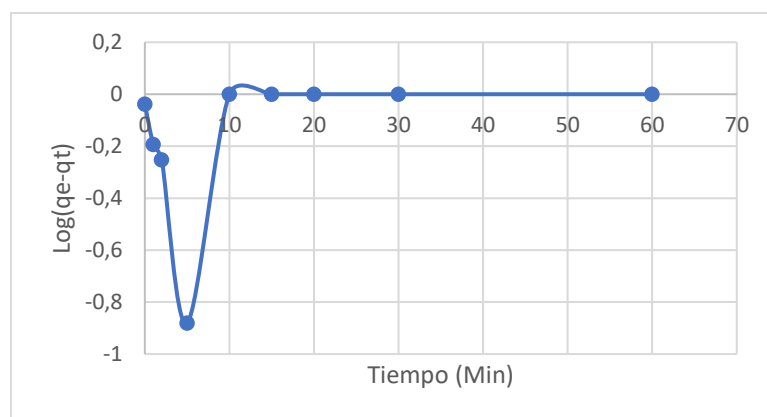
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-0,037681246
1	-0,192964403
2	-0,252791897
5	-0,880897929
10	-
15	-
20	-

Nota: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 48

Modelo de pseudo-primer orden níquel (II) – carbón activo



Nota: No es posible obtener una linealidad en el gráfico por lo que con este modelo no es posible predecir la adsorción del metal y el adsorbente.

Modelo pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 57

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo

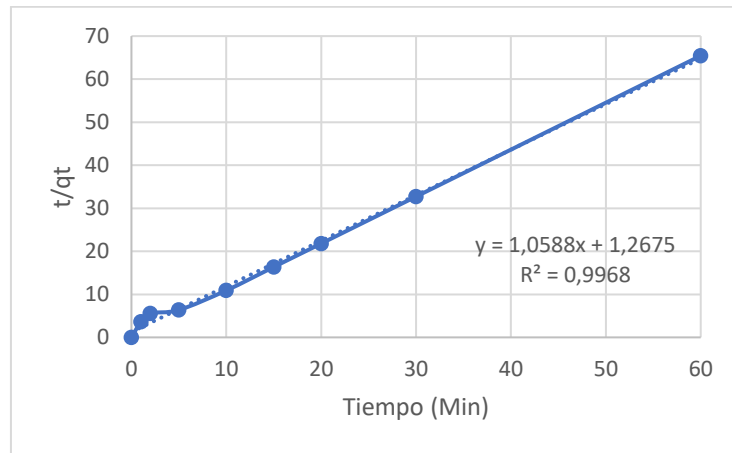
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0,007	0
1	0,033	142,857143
2	0,03	60,6060606
5	0,033	166,666667

10	0,0315	303,030303
15	0,0305	476,190476
20	0,036	655,737705
30	0,039	833,333333
60	0,007	1538,46154

Nota: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 49

Modelo de pseudo-segundo orden níquel (II) – carbón activo



Nota: Se logra observar una casi perfecta linealidad con un r^2 de 0,9968.

Se pudo apreciar que en el modelo de pseudo primer orden de la Figura 48 y de pseudo segundo orden Figura 49 que la cinética de la adsorción entre el carbón activo y el Níquel presenta un coeficiente de regresión del 0,9968 siguiendo el modelo de pseudo-segundo orden lo que significa que se puede utilizar este modelo para predecir la adsorción entre ambos componentes ya que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.

Anexo C6 – cadmio (II)

Anexo 6.1 – Turba

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente al metal (Cr).

- La capacidad de adsorción en el equilibrio se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla 58

Capacidad de adsorción en el equilibrio del cadmio (II) - turba

Parámetro	Valor
q_e	0,0060 (mg/g)
C_0	0,19 (mg/L)
C_e	0,069 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,02 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla 59

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos de contacto entre el cadmio (II) - turba

Tiempo	q_t (mg/g)
0	0
1	0,002359

2	0,003356
5	0,00244
10	0,00271
15	0,00304
20	0,006252
30	0,006584
60	0,006073

Nota: Datos obtenidos usando Excel.

Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) - turba

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cadmio y la turba se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 60

Cálculo del modelo pseudo-primer orden cadmio (II) - turba

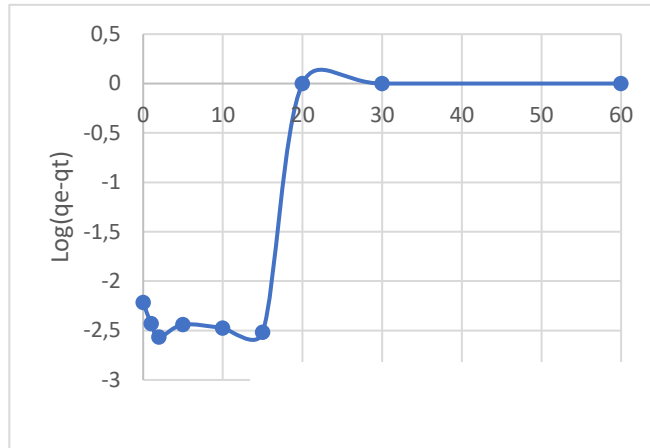
Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-2,21659672
1	-2,4301581
2	-2,56591036
5	-2,4397346
10	-2,47327313
15	-2,51812759

20	-
30	-

Nota: Datos obtenidos usando el software Excel.

Figura 50

Modelo pseudo – primer orden cadmio (II) - turba



Notas: Datos obtenidos graficando[Log (qe – qt)].

Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba

Este modelo se utiliza para demostrar la cinética de la quimisorción de las soluciones en estado líquido y en el cual se pretende que los metales se adsorben en dos sitios diferentes en el área del adsorbente (Oré Jiménez et al, 2015). La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_1} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 61

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba

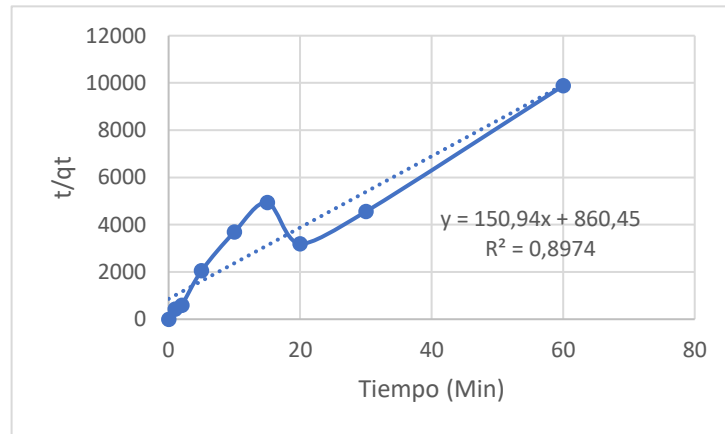
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,00235	425,531915
2	0,00325	615,384615

5	0,0039	1282,05128
10	0,0057	1754,38596
15	0,0071	2112,67606
20	0,0088	2272,72727
30	0,01175	2553,19149
60	0,01575	3809,52381

Nota: Datos obtenidos utilizando el software Excel.

Figura 51

Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) - turba



Nota: Datos obtenidos graficando (t/q_t)

En las Figuras 50 y 51 se puede observar que en la adsorción de cadmio utilizando como adsorbente la turba se presenta un coeficiente de regresión del 0,9764 siguiendo el modelo de pseudo-primer orden, la cual asume que la capacidad de sorción de los sólidos es la etapa controlante de la adsorción por la transferencia de masa. Por lo que se puede utilizar ese modelo para predecir la adsorción.

Anexo 6.2 – Piedra caliza

Estudio de los modelos cinéticos

Para el estudio de los diferentes modelos cinéticos se requiere del cálculo de la capacidad de adsorción del adsorbente hacia el metal.

- Cálculo de la capacidad de adsorción en el equilibrio utilizamos la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}$$

Tabla N. 62.

Capacidad de adsorción en el equilibrio del cadmio (II) y piedra caliza

Parámetro	Valor
q_e	0,004173 (mg/g)
C_0	19,50 (mg/L)
C_e	0,111 (mg/L)
V	0,5 L
m	10,04 g

Nota: Datos obtenidos en los laboratorios de la UTA.

Capacidades de adsorción a tiempos determinados.

Tabla N. 63.

Capacidad de adsorción a diferentes tiempos entre el cadmio (II) y piedra caliza

Tiempo	q_t
0	0
1	0,000644
2	0,000557
5	0,000559

10	0,001661
15	0,002137
20	0,001994
30	0,004083
60	0,004173

Nota: Datos obtenidos usando Excel

Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza

Para el estudio del modelo cinético que rige el comportamiento del cadmio (II) y la piedra caliza se utilizó la ecuación de primer orden de Lagergren la cual se fundamenta en la capacidad de sorción de los sólidos y la cual asume que la etapa controlante en la adsorción es la transferencia de masa. Y se expresa de la siguiente forma:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t$$

Tabla 64

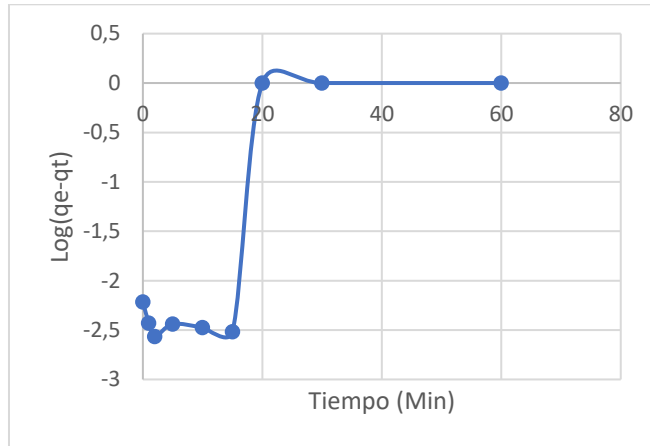
Cálculo del Modelo pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza

Tiempo	Log ($q_e - q_t$)
0	-2,37955162
1	-2,45234834
2	-2,44177158
5	-2,44201185
10	-2,59998036
15	-2,69122223
20	-2,66174277
30	-4,04575749

Nota: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 52

Modelo de pseudo-primer orden cadmio (II) – piedra caliza



Nota: No es posible obtener una linealidad en el gráfico por lo que con este modelo no es posible predecir la adsorción del metal y el adsorbente.

Modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza

Este modelo pretende demostrar que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente. La ecuación lineal del segundo orden se puede expresar como:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{1}{q_e}$$

Tabla 65

Cálculos para el modelo pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza

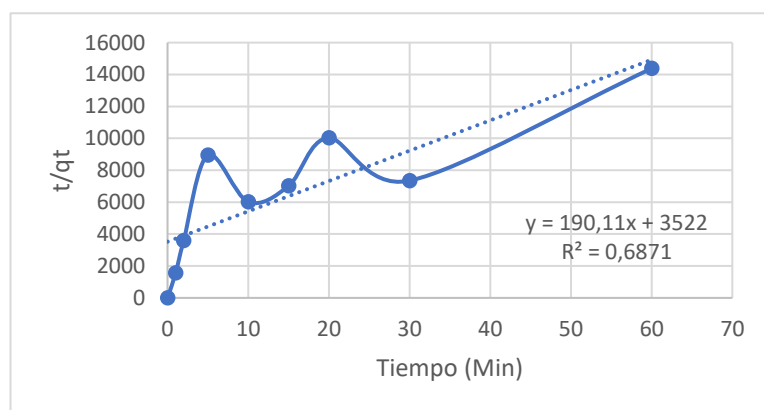
Tiempo	q_t	t/q_t
0	0	0
1	0,000644	1552,795031
2	0,000557	3590,664273
5	0,000559	8944,543828
10	0,001661	6020,469597
15	0,002137	7019,185774

20	0,001994	10030,09027
30	0,004083	7347,538575
60	0,004173	14378,14522

Notas: Datos obtenidos mediante el software Excel.

Figura 53

Modelo de pseudo-segundo orden cadmio (II) – piedra caliza



Nota: Se logra observar una casi perfecta linealidad con un r^2 de 0,9891.

Se pudo apreciar que en el modelo de pseudo primer orden de la Figura 52 y de pseudo segundo orden Figura 53 que la cinética de la adsorción entre la piedra caliza y el cadmio presenta un coeficiente de regresión del 0,6871 siguiendo el modelo de pseudo-segundo orden lo que significa que se puede utilizar este modelo para predecir la adsorción entre ambos componentes ya que los metales se adsorben en dos sitios diferentes del adsorbente.