

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**AISLAMIENTO DE HONGOS Y SU USO COMO MATERIAL  
BIOSORBENTE CON CAPACIDAD DE REMOVER CROMO  
HEXAVALENTE**

**POR**

**ILEANA CASTRO GONZÁLEZ**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR  
EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA**

**OCTUBRE, 2017**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

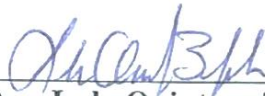
AISLAMIENTO DE HONGOS Y SU USO COMO MATERIAL BIOSORBENTE  
 CON CAPACIDAD DE REMOVER CROMO HEXAVALENTE

TESIS

Presentada como requisito para obtener el Grado de  
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA

Por  
ILEANA CASTRO GONZÁLEZ

Comité de tesis



---

**Dra. Isela Quintero Zapata**  
Presidente (Director)



---

**Dra. Verónica Almaguer Cantú**  
Secretario



---

**Dr. Luis J. Galán Wong**  
Vocal



---

**Dra. Katiushka Arévalo Niño**  
Vocal



---

**Dr. Hugo Alberto Luna Olvera**  
Vocal

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**AISLAMIENTO DE HONGOS Y SU USO COMO MATERIAL BIOSORBENTE  
CON CAPACIDAD DE REMOVER CROMO HEXAVALENTE**

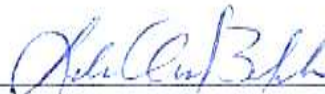
**TESIS**

**Presentada como requisito para obtener el Grado de  
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA**

**Por**

**ILEANA CASTRO GONZÁLEZ**

**Dirección de tesis**



---

**Dra. Isela Quintero Zapata**  
Director de Tesis



---

**Dra. Verónica Almaguer Cantú**  
Co – Director de Tesis

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Facultad de Ciencias Biológicas de la U.A.N.L y al Instituto de Biotecnología, Instituciones en las cuales se realizó este trabajo.

Al posgrado de la facultad y su programa del doctorado.

Al programa de becas de CONACYT.

A mis directoras de tesis la Dra. Verónica Almaguer Cantú y la Dra. Isela Quintero Franco, estoy plenamente agradecida con ustedes por su apoyo, consejos y enseñanzas durante este largo proceso. Por ser mis guías, creer en mí y en el proyecto, por acompañarme en el transcurso de mi madurez profesional. Gracias por su paciencia, tolerancia y tiempo invertidos.

A la Doctoras Katiushka Arévalo Niño, los Doctores Hugo A. Luna Olvera y Luis Galán Wong por tomarse el tiempo y la dedicación de formar parte de mi comisión de tesis, gracias.

A mi gran amigo y compañero de generación el Q. B. P. Ricardo Pérez Rodríguez, que aparte amistad, compartimos alegrías, frustraciones, éxitos, estrés, y demás emociones durante estos cuatro años.

A mis compañeros de laboratorio L6 y L10, en especial a mis pollitos Omar, Lelia y Angie.

Al personal técnico del laboratorio L10, en especial a Anabel, de quien aprendí mucho, gracias por su apoyo y uno que otro regaño.

A mis amigas que siempre me han apoyado, en especial a Deby, Lu, Karla y Paola, juntas en las buenas y las malas. A Nancy, quien me acompañó por el proceso y me brindó su apoyo.

A mis padres y hermanas, que con su cariño y amor refuerzan mi vida y mis decisiones, gracias.

A Dios, gracias por llenar mi camino de bendiciones.

## **DEDICATORIA**

Dedico el presente trabajo a mi madre María de Lourdes González Delgado, quien me enseñó que la competitividad es una forma de superación y me alegra haber heredado ese carácter competitivo. A mis hermanas Catalina Castro González y Lesly Lizeth Castro González, por su apoyo incondicional y uno que otro regaño oportuno. A mi padre Rafael Castro Granados, por su amor, cariño y apoyo.

# ÍNDICE

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>I</b>
<b>DEDICATORIA</b> .....	<b>II</b>
<b>ÍNDICE</b> .....	<b>III</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....	<b>V</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>VI</b>
<b>LISTA DE SIMBOLOS Y ABREVIATURAS</b> .....	<b>X</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>XI</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>XII</b>
<b>CAPÍTULO I</b> .....	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO II</b> .....	<b>3</b>
<b>ANTECEDENTES</b> .....	<b>3</b>
2.1. Contaminación ambiental.....	3
2.2 Contaminación de agua por metales pesados.....	3
2.3 Cromo hexavalente.....	5
2.4 Legislación.....	7
2.5 Técnicas de remoción de cromo hexavalente.....	8
2.5.1 Precipitación química.....	9
2.5.2 Intercambio iónico.....	10
2.5.3 Filtración por membrana.....	10
2.5.4 Ultrafiltración.....	11
2.5.5 Coagulación química y electrocoagulación.....	12
2.5.6 Extracción líquido-líquido (ELL).....	12
2.6 Biorremediación.....	13
2.6.1 Biosorción.....	14
2.7 Interacción de hongos con metales.....	16
2.8 Hongos con actividad de remoción.....	18
2.9 Aislamiento e identificación de hongos.....	20
2.10 Morfología fúngica.....	21
2.11 Remoción de cromo hexavalente.....	22
2.11.1 Tolerancia a cromo hexavalente.....	22
2.11.2 Determinación Analítica (Difenilcarbazida).....	22
2.11.3 Cinéticas de adsorción.....	23
2.11.4 Isotermas.....	26
2.11.5 Espectroscopia de Infrarrojo con Transformada de Fourier (FT-IR).....	28
<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>30</b>
<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>30</b>
<b>CAPÍTULO IV</b> .....	<b>31</b>
<b>HIPÓTESIS</b> .....	<b>31</b>
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>31</b>
4.1 Objetivo general.....	31
4.2 Objetivos específicos.....	31
<b>CAPÍTULO V</b> .....	<b>32</b>
<b>MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	<b>32</b>

5.1 Lugar de trabajo.....	32
5.2 Pruebas preliminares.....	32
5.2.1 Azúcares reductores.....	32
5.2.2 Tolerancia al Cr (VI).....	33
5.3 Aislamiento de cepas fúngicas de muestras de suelo.....	35
5.3.1 Muestreo.....	35
5.3.2 Aislamiento.....	35
5.3.3 Morfología macroscópica.....	36
5.3.4 Morfología microscópica.....	36
5.3.5 Actividad lipasa.....	37
5.3.6 Conservación de aislados.....	38
5.4 Tolerancia a Cr (VI).....	39
5.5 Cinéticas de remoción de Cr (VI).....	39
5.5.1 Biomasa activa.....	39
5.5.2 Biomasa inactiva.....	40
5.5.2.1 Producción de biomasa.....	40
5.5.2.2 Cinética de remoción.....	40
5.6 Isotermas.....	40
5.7 Métodos analíticos.....	41
5.7.1 Determinación de la concentración de Cr (VI).....	41
5.7.2 Análisis de la composición química de los hongos utilizando Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FT-IR).....	42
<b>CAPÍTULO VI.....</b>	<b>44</b>
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>44</b>
6.1 Pruebas preliminares.....	44
6.1.1 Azúcares reductores.....	44
6.1.2 Tolerancia al Cr (VI).....	45
6.2 Aislamiento de cepas fúngicas de suelos.....	47
6.2.1 Muestreo.....	47
6.2.2 Aislamiento.....	47
6.2.3 Caracterización de los aislados fúngicos.....	48
6.2.3.1 Morfología macroscópica y microscópica.....	48
6.2.3.2 Lipasas.....	59
6.3 Tolerancia a Cr (VI).....	62
6.4 Cinéticas de remoción de Cr (VI).....	64
6.4.1 Biomasa activa.....	64
6.4.2 Biomasa inactiva.....	65
6.4.2.1 Producción de biomasa.....	65
6.4.2.2 Cinéticas de sorción.....	66
6.5 Isotermas.....	75
6.6 Análisis de la composición química de los hongos FT-IR.....	80
<b>CAPÍTULO VII.....</b>	<b>85</b>
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>85</b>
<b>CAPÍTULO VIII.....</b>	<b>86</b>
<b>PERSPECTIVAS.....</b>	<b>86</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>87</b>
<b>RESUMEN BIOGRÁFICO.....</b>	<b>108</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 5.1.- Curva de calibración para azúcares reductores .....	33
Tabla 5.2.- Preparación de 300 ml de PDA adicionado con diferentes concentraciones de Cr (VI) .....	34
Tabla 5.3.- Preparación de 450 ml del medio base, pH 7 .....	37
Tabla 5.4.- Preparación de emulsión lipoidal .....	37
Tabla 5.5.- Medio de cultivo .....	39
Tabla 5.6. Preparación de 400 ml de las soluciones de Cr (VI) .....	41
Tabla 5.7.- Curva de calibración de Cr (VI).....	42
Tabla 5.8.- Preparación de 200 ml de mezcla ácida .....	42
Tabla 5.9.- Preparación de difenilcarbazida.....	42
Tabla 6.1.- Tolerancia de <i>Aspergillus</i> sp. y <i>Beauveria</i> sp. al Cr (VI) a los 7 días de crecimiento .....	46
Tabla 6.2.- Ubicación de sitios muestreados .....	47
Tabla 6.3.- Hongos obtenidos de las diferentes muestras .....	47
Tabla 6.4.- Actividad lipasas de aislados del genero <i>Fusarium</i> . .....	59
Tabla 6.5.- Actividad lipasas de aislados de diferentes generos de hongos.....	60
Tabla 6.6.- Tiempo de actividad lipasas.....	61
Tabla 6.7.- Resistencia de hongos al Cr (VI) durante su crecimiento en placa .....	62
Tabla 6.8.- Concentración de $K_2Cr_2O_7$ en el medio de cultivo.....	64
Tabla 6.9.- Producción y rendimiento de biomasa por cada hongo .....	66
Tabla 6.10.- Modelos cinéticos de mecanismos de sorción .....	68
Tabla 6.11.- Parámetros obtenidos de los tres modelos cinéticos utilizados.....	69
Tabla 6.12.- Ecuaciones de dos modelos de isoterma.....	76
Tabla 6.13.- Datos obtenidos del modelo de Langmuir .....	76
Tabla 6.14.- Datos obtenidos del modelo de Freundlich.....	78



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.- Región del espectro electromagnético (Zwinkels 2015).....	29
Figura 5.1.- Mapa de Área Metropolitana, donde las estrellas indican los sitios muestreados.....	35
Figura 6.1.- Consumo de la fuente de carbono por <i>Aspergillus</i> sp. y <i>Beauveria</i> sp..	44
Figura 6.2.- Hongo aislado I5, donde A) Colonia de color morado y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios ovalados en 40x, C) Clamidosporas en pares, 40x. ....	49
Figura 6.3.- Hongo aislado I6, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, con el centro en tono morado, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas, ramificadas, microconidios ovalados, hialinos, clamidosporas, 40x. ....	49
Figura 6.4.- Hongo aislado II5, donde A) Colonias de color morado y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x .....	49
Figura 6.5.- Hongo aislado II6, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, de color morado desde el centro hacia los extremos, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, microconidios hialinos y ovalados, 40x .....	50
Figura 6.6.- Hongo aislado II6.1, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, con crecimiento hacia la tapa de la caja de petri de color blanco y el fondo de color morado, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios hialinos, ovalados, macroconidios septados, 40x.....	50
Figura 6.7.- Hongo aislado I8, donde A) Colonia de color blanco y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios ovalados, hialinos, e hifas, en 40x .....	50
Figura 6.8.- Hongo aislado II2, donde A) Colonia de color blanco y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Clamidosporas en pares, microconidios hialinos y ovalados, hifas hialinas y septadas, 40x.....	51
Figura 6.9.- Hongo aislado II2.1, donde A) Colonia blanca de aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x .....	51
Figura 6.10.- Hongo aislado II8, donde A) Colonia de aspecto algodonoso y de color blanca, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, microconidios hialinos y ovalados, 40x .....	51
52	
Figura 6.11.- Hongo aislado II8.1, donde A) Colonia algodonosa, blanca, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x. ....	52
Figura 6.12.- Hongo aislado II8.2, donde A) Colonia blanca de aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas, clamidosporas en pares, 40x. ....	52
Figura 6.13.- Hongo aislado II8.3 donde A) Colonia de aspecto algodonoso, blanca, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios hialinos, ovalados, 40x.....	52

Figura 6.14.- Hongo aislado I3, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x, C) Conidióforo, 40x.....	53
Figura 6.15.- Hongo aislado I4, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x, C) Conidióforo, 40x.....	54
Figura 6.16.- Hongo aislado II5.1, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x.....	54
Figura 6.17.- Hongo aislado II7, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x.....	54
Figura 6.18.- A) Colonias de color amarillo con puntos negros, medio pigmentado de color amarillo, a 7 días de crecimiento, B) Hifas septadas, hialinas, conidióforos, 40x. ....	55
Figura 6.19.- A) colonia de color amarillo, con puntos negros, de aspecto algodonosa, 7 días de crecimiento, B) Esporas color café, circulares, conidióforo, 40x,.....	55
Figura 6.20.- A) Colonias de aspecto polvoso, de color verde y amarillo, a 7 días de crecimiento, B) Conidióforo ramificado, con fialides en forma de botella, 40x, C) Clamidosporas entre las hifas, 40x.....	56
Figura 6.21.- A) Colonias de aspecto algodonoso, color blancas, a 7 días de crecimiento, B) Cumulo de esporas, formando exudado color verde, C) Conidióforo hialino, ramificado, esporas cilíndricas, hialinas, 40x. ....	57
Figura 6.22.- A) Colonias de aspecto aterciopelado, de color verde, café, a 7 días de crecimiento, B) Estructuras pigmentadas, hifas septadas, conidióforos septados, conidios con septos transversales y longitudinales, 40x .....	58
Figura 6.23.- A) Colonias algodonosas, de color blanco, con esporangióforos negros, a 7 días de crecimiento, B) Esporangióforo, 40x, C) Esporangióforo con rizoides, 40x .....	58
Figura 6.24.- Porcentaje de remoción exhibido por los hongos aislados I5 ( <i>Fusarium</i> sp) y II1.2 ( <i>Myrothecium</i> sp). ....	65
Figura 6.25.- Porcentaje de remoción, de mayor a menor, por los primeros 11 hongos. ....	67
Figura 6.26.- Porcentaje de remoción, de mayor a menor, por los 11 hongos restantes. ....	67
Figura 6.28.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Mucor</i> . ....	71
Figura 6.27.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Mucor</i> . ....	71

Figura 6.30.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	71
Figura 6.29.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	71
Figura 6.32.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	71
Figura 6.31.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Aspergillus</i> .....	71
Figura 6.34.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Trichoderma</i> ...	72
Figura 6.33.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Aspergillus</i> .....	72
Figura 6.36.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	72
Figura 6.35.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Myrothecium</i> ..	72
Figura 6.38.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Alternaria</i> . ....	72
Figura 6.37.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	72
Figura 6.40.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Mucor</i> . ....	73
Figura 6.39.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	73
Figura 6.42.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	73
Figura 6.41.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	73
Figura 6.44.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Rhizopus</i> . ....	73
Figura 6.43.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Mucor</i> . ....	73
Figura 6.46.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	74
Figura 6.45.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	74
Figura 6.48.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	74
Figura 6.47.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género <i>Fusarium</i> .....	74

Figura 6.49.- Ensayo isotérmico para 6 diferentes biomásas fúngicas. A) <i>Mucor</i> sp., B) <i>Mucor</i> sp., C) <i>Fusarium</i> sp., D) <i>Aspergillus</i> sp., E) <i>Myrothecium</i> sp., F) <i>Rhizopus</i> sp. ....	75
Figura 6.50.- Modelo Langmiur. A) <i>Aspergillus</i> sp., B) <i>Rhizopus</i> sp., C) <i>Mucor</i> sp., D) <i>Fusarium</i> sp. ....	77
Figura 6.51.- Modelo Freundlich. A) <i>Myrothecium</i> sp., B) <i>Mucor</i> sp., C) <i>Fusarium</i> sp. ....	79
Figura 6.52.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Mucor</i> (I3), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	80
Figura 6.53.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Mucor</i> (I4), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	80
Figura 6.54.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Fusarium</i> (I5), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	81
Figura 6.55.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Aspergillus</i> (II1), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	81
Figura 6.56.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Myrothecium</i> (II1.2), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	82
Figura 6.57.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de <i>Rhizopus</i> (II7.1), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja). ....	82

## LISTA DE SIMBOLOS Y ABREVIATURAS

ATR	Reflectancia total atenuada
Cr (VI)	Cromo hexavalente
DNS	Ácido 3,5-Dinitrosalicílico
et al.	y colaboradores
FT-IR	Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier
I	Potencia radiante transmitida
I <sub>0</sub>	Potencia radiante insidente
IR	Infrarrojo
K	constante de cinética
PDA	Agar Papa Dextrosa
pH	Potencial de hidrógeno
Q	Capacidad de adsorción
q <sub>e</sub>	Concentracion en equilibrio
q <sub>m</sub>	Concentración máxima de adsorción
Rpm	Revoluciones por minuto
Sp.	Especie
UANL	Universidad Autónoma de Nuevo León
$\Lambda$	longitud de onda

## RESUMEN

El cromo hexavalente es un metal pesado considerado tóxico y mutagénico, es utilizado en diversas industrias como la galvanoplastia, minería, producción de pigmentos, fabricación de acero, curtido de pieles, entre otros; por lo que los desechos de dichas industrias, son perjudiciales para el medio ambiente y la salud de los seres vivos. En la actualidad se buscan alternativas biológicas y amigables con el medio ambiente. Una de ellas es la biorremediación. Por lo que en el presente trabajo se evalúa la biosorción de cromo hexavalente, por diferentes cepas fúngicas. Se realizaron pruebas preliminares de tolerancia a Cr (VI), a cepas fúngicas pertenecientes al cepario del L6 y L10 del Instituto de Biotecnología, FCB, UANL. Se procedió con el muestreo de suelos, de los cuales se realizó el aislamiento e identificación morfológica de cepas fúngicas. A dichas cepas se les determinó la capacidad de tolerar el Cr (VI), en cajas de PDA con diferentes concentraciones del contaminante. Se realizaron ensayos en caldo, con biomasa activa, para la remoción del Cr (VI). Posteriormente se realizaron ensayos de remoción de cromo con biomasa inactiva. Se estandarizó la metodología para la obtención de biomasa. A las cepas con mejor resultado de remoción de cromo hexavalente con biomasa inactiva, se le realizó isoterma, para estandarizar las condiciones óptimas para la remoción del metal. De las muestras de suelo, se obtuvo un total de 24 cepas fúngicas aisladas y caracterizadas morfológicamente a nivel de género, teniendo *Fusarium*, *Aspergillus*, *Myrothecium*, *Rhizopus*, *Alternaria*, *Mucor* y *Trichoderma*. En su mayoría, las cepas fúngicas mostraron tolerancia al Cr (VI), obteniendo crecimiento en las cajas con las diferentes concentraciones probadas. Todas las cepas con biomasa inactiva presentaron actividad de remoción, teniendo como mínimo 51% y un máximo de 98% de remoción. Se determinaron las condiciones óptimas de remoción con los resultados de isoterma. Todas las cepas se encuentran conservadas en el cepario del L6 del Instituto de Biotecnología. Las cepas con las características idóneas para la remoción de cromo hexavalente pertenecen a los géneros de *Aspergillus* y *Rhizopus*.

## ABSTRACT

Hexavalent chromium is a heavy metal considered toxic and mutagenic, is used in various industries such as electroplating, mining, pigment production, steelmaking, tanning, among others; so the waste from these industries, are harmful to the environment and the health of living beings. Currently, biological and environmentally friendly alternatives are being sought. One of them is bioremediation. Therefore, in the present work the biosorption of hexavalent chromium by different fungal strains is evaluated. Preliminary tests of tolerance to Cr (VI), to fungal strains belonging to the L6 and L10 cetera of the Institute of Biotechnology, FCB, UANL were carried out. We proceeded with the sampling of soils, of which the isolation and morphological identification of fungal strains was carried out. These strains were determined to be able to tolerate Cr (VI), in boxes of PDA with different concentrations of the contaminant. Tests were carried out in broth, with active biomass, for the removal of Cr (VI). Subsequently, chrome removal tests were performed with inactive biomass. The methodology for obtaining biomass was standardized. To the strains with the best result of removal of hexavalent chromium with inactive biomass, isotherms were made, to standardize the optimal conditions for the removal of the metal. From the soil samples, a total of 24 isolated and morphologically characterized fungal strains were obtained, with *Fusarium*, *Aspergillus*, *Myrothecium*, *Rhizopus*, *Alternaria*, *Mucor* and *Trichoderma*. For the most part, the fungal strains showed tolerance to Cr (VI), obtaining growth in the boxes with the different concentrations tested. All strains with inactive biomass showed removal activity, having at least 51% and a maximum of 98% removal. The optimum removal conditions were determined with the isotherm results. All strains are conserved in the L6 strain collection of the Institute of Biotechnology. The strains with the characteristics suitable for the removal of hexavalent chromium belong to the genera of *Aspergillus* and *Rhizopus*.

# CAPÍTULO I

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas ha ido aumentando la actividad industrial y la densidad de población, y con esto, las áreas urbanas reciben descargas de contaminantes tóxicos, excediendo la capacidad de autodepuración y deteriorando de manera constante el medio ambiente. Los vertimientos industriales contienen una gran variedad de contaminantes, entre ellos, los metales pesados.

La contaminación de efluentes con metales pesados destaca por que estos resultan ser perjudiciales para la salud. Un claro ejemplo es el cromo hexavalente. El cromo se encuentra en el medio ambiente de forma natural como Cr (III), sin embargo, el Cr (VI) se genera mediante la oxidación del Cr (III) durante varios procesos industriales y es descargado mediante los desechos industriales (Pradhan et al. 2017). Las industrias que generan estos residuos son: galvanoplastia, curtido de pieles, plantas de poder nuclear, industrias textiles, preparación de objetos cromados, refrigeración por agua, producción de pulpa y refinación de petróleo (Park, Yun, and Park 2004; Srivastava, Agrawal, and Mondal 2015).

Debido a su mayor solubilidad, el cromo hexavalente entra más fácilmente en las células vivas y genera especies reactivas de oxígeno (ROS), causando graves lesiones oxidativas a los constituyentes celulares (Guria, Guha, and Bhattacharyya 2014). Es tóxico y mutagénico para la mayoría de los organismos y se sabe que causa irritación ocular y cutánea, corrosión de la piel y del tracto respiratorio, diarrea severa, úlceras, disfunción renal y, probablemente, carcinoma pulmonar en humanos (Costa 2003; Ghosh, Dastidar, and Sreekrishnan 2016; Gupta, Shrivastava, and Jain 2001; Thacker and Madamwar 2005). Debido a la toxicidad y al riesgo ambiental, el nivel de descarga admisible de Cr (VI) de los efluentes industriales en aguas continentales es de sólo 0,05 mg L<sup>-1</sup>, según lo recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Guria et al. 2014; U.S. Environmental Protection Agency 1998).

Los métodos físicos y químicos comúnmente utilizados para la eliminación de cromo hexavalente son una reducción química al cromo trivalente seguido de precipitación bajo



condiciones alcalinas, coagulación, eliminación por ósmosis inversa, resinas de intercambio iónico y adsorción sobre carbón activado. Pero estos métodos son muy caros y también ineficaces a una menor concentración de iones metálicos (Park et al. 2004; Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015; SUMATHI 2005).

Afortunadamente, existen alternativas biológicas, como la biosorción de metales pesados por biomateriales como una alternativa potencial a las tecnologías fisicoquímicas existentes para la desintoxicación y recuperación de metales tóxicos y valiosos de las aguas residuales (Khambhaty et al. 2009a). Las bacterias, los hongos y las algas son también biosorbentes prometedores, debido a su abundancia y bajo costo (Ahluwalia and Goyal 2007; Singh, Kumar, and Bishnoi 2016). La biomasa de hongos parece ser un buen material de sorción, ya que puede ser producida fácil y económicamente (Aksu and Balibek 2007). La biosorción de los iones metálicos se ve afectada por factores distintos de las propiedades específicas de la superficie de la pared celular, tales como las propiedades físico-químicas del medio, el pH, la temperatura, la presencia de nutrientes, la dosificación del adsorbente y el tiempo de equilibrio (Bayramoglu et al. 2009; Fomina and Gadd 2014; Kapoor, Viraraghavan, and Cullimore 1999; Pagnanelli et al. 2003; Vale et al. 2016; Wang et al. 2010). La biorremediación también es una alternativa, utilizando organismos adaptados que crecen en lugares contaminados. La biotransformación utiliza el potencial de los microorganismos para transformar metal. Esta capacidad, así como los mecanismos de acumulación, varían con la especie o cepa microbiana y se producen debido a la unión de los iones metálicos a grupos funcionales presentes en la pared celular o sobre la superficie de la membrana de microorganismos por complejación en la superficie celular, intercambio de iones, adsorción física o microprecipitación (Gupta et al. 2000; Veglio' and Beolchini 1997).

El objetivo de este trabajo es estudiar el potencial de biosorción de los iones Cr (VI), utilizando biomasa activa e inactiva de cepas de hongos resistentes a metales aisladas y caracterizadas. Junto con esto, se realizó un estudio detallado para evaluar el equilibrio de biosorción empleando diferentes cinéticas de sorción.

## **CAPÍTULO II**

### **ANTECEDENTES**

#### **2.1. Contaminación ambiental**

El desarrollo de cualquier país depende en cierta medida de la Industrialización. Como resultado, el mundo se enfrenta a problemas de contaminación del medio ambiente. Con el rápido crecimiento de la industrialización, hay un aumento sustancial en la descarga de los residuos industriales principalmente el suelo y el agua (Kanwar, Mishra, and Mukherjee 2017). Dichas descargas, contienen dos clases de contaminantes: orgánicos e inorgánicos. Dentro de los contaminantes orgánicos se encuentran los disolventes industriales, insecticidas, pesticidas y residuos de procesamiento de alimentos, los cuales pueden ser degradados. Por otra parte se encuentran los contaminantes inorgánicos, tales como metales, fertilizantes, descargas industriales, entre otros, éstos son indelebles y estarán presentes indefinidamente en el medio ambiente (Hansda, Kumar, and Anshumali 2016). Como resultado, existe una acumulación de metales pesados tanto en zonas rurales como urbanas. Maneras naturales de agotamiento de los metales pesados incluyen lixiviación, absorción de plantas, erosión y estos son procesos muy lentos y no son capaces de competir con la tasa de acumulación de metales pesados. La liberación caprichosa de metales pesados en el medio es de preocupación sanitaria en todo el mundo, ya que no pueden desglosarse en formas no tóxicas y por lo tanto tiene efectos duraderos en el ecosistema (Kanwar et al. 2017).

#### **2.2 Contaminación de agua por metales pesados**

El agua está en recirculación en el medio ambiente a través del ciclo hidrológico. Esto significa, el movimiento del agua evaporada de los cuerpos de agua superficial o la evapotranspiración de las plantas a la atmósfera donde se condensa y precipita a la tierra como lluvia, nieve o en algunas otras formas. En la superficie de la tierra, parte de las aguas precipitadas se desprenden en arroyos, lagos, estanques y el mar. El resto se filtra a través de los estratos del suelo para formar acuíferos subterráneos que finalmente fluyen hacia las aguas superficiales (Asthana, Kumar, and Sharma 2017).

Aunque el 70% de la superficie del mundo está cubierta de agua, sólo 0,00192% del stock total está disponible para uso humano porque el 98% de agua se produce en los

océanos y los mares y el 1.998% está encerrado en regiones árticas, glaciares, montañas y nubes y, por tanto, sigue sin estar disponible (Asthana et al. 2017)

La contaminación del agua debido a la presencia de metales pesados es de gran preocupación ambiental. La eliminación inadecuada de los iones metálicos puede afectar significativamente al medio ambiente. Diversas actividades humanas como prácticas agrícolas (fertilización mineral, aplicación de lodos activados, uso de pesticidas, la industrialización (textiles, tintes, curtiembres, galvanoplastia, metalurgia, fundición, minería, etc.), pruebas de armas, materiales de construcción (pinturas), cigarrillos, latas de aerosol, coloración de plásticos, revestimiento de cuchillería, herramientas industriales, piezas de aviones, automóviles y camiones, son fuentes antropológicas que generan desechos con cantidades significativas de metales como cromo, plomo, cadmio, arsénico, mercurio, etc. Estos son típicamente denominados "metales pesados" con una densidad atómica mayor de  $6 \text{ g cm}^{-3}$  (Abdu 2010; Abdu, Abdullahi, and Abdulkadir 2017; Kalidhasan et al. 2016; Kirkham 2006; Lokeshkumar P. Ramteke and R 2016; Mondal et al. 2017).

La presencia de estos metales en el agua se ha convertido en un gran riesgo, debido a que en su mayoría no son biodegradables, se consideran altamente tóxicos y cancerígenos. Los metales pesados alcanzan las cadenas alimentarias y causan efectos nocivos sobre humanos, animales y plantas (Malik, Jain, and Yadav 2016).

La toxicidad es el efecto adverso que una sustancia tiene en un organismo de prueba expuesto a esa sustancia. La toxicidad es el resultado de una prueba de concentración y tiempo de exposición, modificada por variables tales como temperatura, forma química y disponibilidad. La toxicidad puede ser (Asthana, Kumar, and Sharma 2017):

(a) Agudo (letal de corto plazo).

b) Crónica (efectos a largo plazo que pueden estar relacionados con cambios en el apetito, el crecimiento, el metabolismo, la reproducción e incluso la muerte o mutaciones).

El grado de toxicidad depende del elemento implicado, tal como cobre, plomo, plata, cromo, arsénico y boro. Estos metales (loides) tienen que ser tomados en consideración al diseñar el sistema de tratamiento biológico. La presencia de otros metales traza como el níquel, manganeso y mercurio a altas concentraciones también interfieren con los procesos de tratamiento de aguas residuales. Los aniones tóxicos como el cianuro y los cromatos, frecuentemente encontrados en aguas residuales industriales, también dificultan el tratamiento biológico y deben eliminarse mediante el pretratamiento en la fuente antes de la descarga al sistema de alcantarillado municipal (Asthana et al. 2017).

### **2.3 Cromo hexavalente**

El cromo es un elemento que se encuentra de manera natural en rocas, animales, plantas, suelo, polvo y gases volcánicos. Es un elemento de transición del bloque d, primer miembro del grupo 6 de la tabla periódica moderna. Existe en diferentes estados de oxidación que van del +2 al +6. Las formas más estables son Cr (III) y Cr (VI), las cuales tienen diferencias en sus propiedades físicas, químicas, biológicas, geológicas y toxicológicas (Carlos et al. 2016; Joutey et al. 2015).

El cromo es un metal de color gris acero, tiene un brillo metálico, es duro y quebradizo, resiste el empañamiento, y tiene alta fusión y puntos de ebullición (1907 °C y 2671 °C respectivamente) (Haynes 2014; Malaviya and Singh 2016; Pradhan et al. 2017). El cromo es pasivado por reacciones de oxidación y esto forma una capa superficial protectora que evita la difusión de oxígeno sobre el metal subyacente. El cromo metálico muestra un sistema de cristal de BCC similar al hierro que lo hace competente en aleación de acero inoxidable. Estas propiedades hacen del cromo un elemento que mejora las aleaciones y aumenta la resistividad de la corrosión, color, brillo metálico y / o dureza (Pradhan et al. 2017; Wallwork 1976).

El Cr (III) es un micro nutriente utilizado en varios procesos metabólicos de plantas y animales. El cromo hexavalente es extremadamente tóxico, no biodegradable y ampliamente difundido por la naturaleza (Preethi, Prabhu, and Meenakshi 2017).

En medio ácido, el cromo se encuentra como tetraoxohidrocromato ( $\text{HCrO}_4^-$ ) y como especies dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ); mientras que en pH alcalino está presente en solución como tetraoxocromato ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) (Kalidhasan et al. 2016).

Debido a su alto potencial de oxidación, el Cr (VI) produce efectos mutagénicos y carcinógenos en organismos, no interactúa directamente con el ADN, pero la genotoxicidad se atribuye a su reducción intracelular a Cr (III) a través de reactivos intermediarios. Los tipos de daño del ADN resultantes que se producen pueden agruparse en dos categorías: (1) daño oxidativo del ADN y (2) interacciones Cr (III) - ADN (Joutey et al. 2015; Sobol and Schiestl 2012).

Al tener una similitud estructural con el sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), el  $\text{CrO}_4^{2-}$  atraviesa la membrana celular en algunas especies a través del sistema de transporte de sulfato (Ksheminska et al. 2005). En condiciones fisiológicas normales, tras atravesar la membrana, el Cr (VI) reacciona espontáneamente con reductores intracelulares (por ejemplo ascorbato y glutatión) para generar los intermedios de corta duración Cr (V) y/o Cr (IV), radicales libres y como producto final Cr (III). El Cr (V) sufre un proceso redox de un electrón para regenerar Cr (VI) transfiriendo el electrón del oxígeno. El proceso produce especies reactivas del oxígeno (ROS), incluyendo oxígeno simple (O) y superóxido ( $\text{O}_2^-$ ) (CHENG et al. 2009), hidroxilo (OH) y radicales de peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) (McNeill and Mclean 2012) que combinan fácilmente con complejos ADN-proteína. Por lo tanto, Cr (IV) se une a los materiales celulares y disuelve sus funciones fisiológicas normales (Cervantes et al. 2001). Sin embargo, los efectos genotóxicos del Cr no pueden explicarse únicamente por la acción de ROS. Los complejos de Cr (III) catiónicos intracelulares también interactúan electrostáticamente con grupos fosfato cargados negativamente y pertenecen al ADN, esto podría afectar la replicación, la transcripción y causar mutagénesis (Cervantes et al. 2001). Por otra parte, el Cr (III) interfiere con la replicación del ADN para producir una mayor tasa de errores de transcripción en el ADN de la célula. Además, Cr (III) puede alterar la estructura y actividad de las enzimas por reacción con sus grupos carboxilo y tiol (Cervantes et al. 2001; Joutey et al. 2015).

El Cr (VI) actúa como un oxidante en el contacto directo con la piel, o puede ser absorbido por esta, especialmente si su superficie está dañada. El cromo absorbido en el

sistema sanguíneo a través de los pulmones es excretado por el riñón y el hígado. La absorción prolongada causa daño agudo del riñón y del hígado debido a la inflamación severa dentro de las células (Barrera-Díaz, Lugo-Lugo, and Bilyeu 2012; Kimbrough et al. 1999; Pradhan et al. 2017). El Cr (VI) presenta toxicidad elevada, relacionada con irritación y ulceración nasal, reacciones de hipersensibilidad y dermatitis de contacto, bronquitis crónica y enfisema, daño hepático y renal, hemorragia interna, cáncer de pulmón y piel (Chhikara et al. 2010; Harte 1991; Vendruscolo et al. 2016). Se ha demostrado que la inhalación y/o la ingesta de compuestos de Cr (VI) son cancerosas debido a su fácil permeación de la membrana celular y al elevado potencial oxidante, causando cáncer de pulmón y estómago (Miranda Filho et al. 2011; Mutongo, Kuipa, and Kuipa 2014; Vendruscolo et al. 2016).

El incremento de la concentración ambiental de cromo es debido a los desarrollos industriales. Las tres formas de cromo (Cr (0), Cr (III) y Cr (VI)) están presentes en el suelo, el agua y la biota. Pero también pueden proceder especies de cromo a partir de diferentes fuentes antropogénicas como la producción de aleaciones de cromo en las industrias siderúrgicas, cromado, galvanoplastia, emisiones atmosféricas de plantas químicas e instalaciones de incineración, polvo de cemento, vertederos contaminados, efluentes de plantas químicas, erosión de asbestos, polvo de carretera a partir de la erosión del convertidor catalítico, frenos de asbesto, humo de tabaco, capa superficial terrestre y rocas, servicio de copiadora, agentes antialgas, anticongelante, cemento, vidrio y curtido de cuero (Bielička, Bojanowska, and Wisniewski 2005; Dhal et al. 2013; Pradhan et al. 2017).

#### **2.4 Legislación**

En Estado Unidos, el límite permisible de cromo total para agua potable, es de 0.05 mg/L (U.S. Environmental Protection Agency 1998).

Mientras que en México, los valores permitidos de cromo total en agua se encuentran en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. La concentración de cromo depende del uso al que van destinados: riego agrícola 1 mg/L promedio mensual y 1.5 mg/L promedio diario; uso público

urbano 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario; protección de vida acuática 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario; explotación pesquera, navegación y otros usos 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario; recreación 1 mg/L promedio mensual y 1.5 mg/L promedio diario; estuarios 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario; y en suelo tiene límites permisibles de uso en riego agrícola 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario; y humedales naturales 0.5 mg/L promedio mensual y 1 mg/L promedio diario (SEMARNAT 1997).

En la Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996 se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, donde se señala para cromo hexavalente 0.5 mg/L en promedio mensual, 0.75 mg/L en promedio diario y 1 mg/L al instante (SEMARNAT 1998a)

Los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsan en servicios al público, se encuentran establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, en la cual se indica que para cromo total, la concentración no debe de superar a la establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, correspondiente a embalses naturales y artificiales con uso en riego agrícola (SEMARNAT 1998b).

Para detectar que las concentraciones de cromo en agua se encuentren dentro de los límites máximos permisibles está la Norma Mexicana NMX-AA-044-SCFI-2014, la cual dicta los parámetros para realizar análisis de agua para la medición de cromo hexavalente en aguas naturales, salinas, residuales y residuales tratadas (NMX-AA-044-SCFI-2014 2014).

## **2.5 Técnicas de remoción de cromo hexavalente**

Los metales pesados tales como Cr (VI) han sido eliminados de efluentes mediante la aplicación de técnicas convencionales de remoción de metales, tales como la ósmosis inversa, la extracción con disolventes, la coagulación de la cal, el intercambio iónico y la precipitación química, tienen ciertas desventajas importantes tales como altas exigencias energéticas, remoción incompleta de metales y generación de una gran cantidad de

residuos tóxicos debido a diversos reactivos utilizados en una serie de tratamiento tal como reducción de Cr (VI), neutralización de la solución ácida y precipitación (Ahalya, Ramachandra, and Kanamadi 2003; Alpatova et al. 2004; Mane et al. 2011; Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017).

A continuación se detallan algunas técnicas utilizadas para la remoción del cromo hexavalente.

### **2.5.1 Precipitación química**

Es una técnica utilizada para el tratamiento de aguas residuales que contienen metales capaces de formar un precipitado insoluble a través de la adición de químicos. Dentro de esta técnica se encuentra la precipitación con hidróxido, precipitación con sulfuros y precipitación con metales pesados quelantes. Como agentes precipitantes, son utilizadas de manera común la cal y las calizas. La precipitación química es un proceso simple, conveniente y eficaz para el tratamiento de efluentes inorgánicos a bajas concentraciones. Sin embargo, a pesar de las ventajas, también tiene algunas desventajas, tales como alta cantidad de productos químicos en el tratamiento, así como la generación de lodos excesivos y el problema del lodo en el medio ambiente (Aziz, Adlan, and Ariffin 2008; Hansda, Kumar, and Anshumali 2016; Karthikeyan, Elliott, and Canon 1996; Malik, Jain, and Yadav 2016; Mirbagheri and Hosseini 2005).

La remoción de Cr (VI) generalmente implica la reducción acuosa de Cr (VI) - Cr (III) usando diversos compuestos químicos, seguido de un ajuste del pH de la solución hasta llegar casi a una condición neutral, logrando la precipitación de los iones Cr (III) producidos. La formación del precipitado puede separarse del agua por sedimentación o filtración. El agua tratada es decantada y debidamente descargada o reutilizada. La reducción seguida por precipitación es un proceso eficaz y, por mucho, el más ampliamente utilizado en la industria porque es relativamente simple y económico de operar. Los procesos químicos convencionales incluyen precipitación de hidróxido de cromo (Mukherjee et al. 2013).



### **2.5.2 Intercambio iónico**

Éste método está basado en la capacidad para intercambiar cationes con metales en las aguas residuales. Existen diferentes tipos de materiales utilizados, que pueden ser naturales (alúmina, carbono, silicatos) o sintéticos (zeolitas y resinas). Entre ellos, las zeolitas se usan más abundantemente. El proceso de intercambio iónico tiene lugar tanto para intercambio de cationes como para aniones en medio acuoso. El inconveniente de este método es que es altamente sensible al pH de la solución y el intercambio iónico es no selectivo en operación (Fernández et al. 2005; Kononova et al. 2000; Malik et al. 2016; Marañón et al. 1999; Monteagudo and Ortiz 2000; Pagano et al. 2000).

El uso de resinas tiene un gran potencial para la eliminación de metales pesados del agua y aguas residuales. Así, las resinas de intercambio catiónico 1200H, 1500H e IRN97H han sido utilizado para la eliminación del cromo de la solución acuosa. La concentración de metal en un medio se calcula como la diferencia entre el valor original de la concentración en la solución y la concentración después del contacto. La captación de cromo por las resinas de intercambio iónico es reversible y por lo tanto tiene un buen potencial para la eliminación/recuperación de cromo de soluciones acuosas. Mediante el aumento de la resina, la eficiencia de eliminación se incrementa, pero la densidad de adsorción disminuye. Esta disminución se puede atribuir al hecho de que algunos de los sitios de adsorción permanecen insaturados durante el proceso, mientras que el número de sitios de adsorción aumenta por un incremento en el adsorbente y esto resulta en un aumento en la eficiencia de eliminación. Por lo tanto, la concentración de equilibrio disminuye con el aumento de las dosis de adsorbente para una concentración inicial de cromo dada, ya que, para una concentración inicial fija de soluto, el aumento de la dosis de adsorbentes proporciona mayor superficie o sitios de adsorción (Mukherjee et al. 2013).

### **2.5.3 Filtración por membrana**

Esta técnica utiliza diversos tipos de membranas para la eliminación de varios metales pesados en solución. Se utilizan diferentes formas de esta técnica en función del tamaño de las partículas, tales como la ultrafiltración (UF), la nanofiltración (NF), la ósmosis

inversa (OS) y electrodiálisis (ED), dependiendo del tipo de aguas residuales (Malik et al. 2016).

Se han desarrollado procesos híbridos basados en membranas para maximizar la eficiencia de la eliminación de Cr (VI) de los residuos acuosos. Uno de ellos comprende de una extracción basada en reducción-precipitación utilizando la emulsión líquida de membrana (ELM). Dicha técnica es un proceso de extracción y separación simultánea. La membrana líquida constituye un agente de extracción y tensoactivo disuelto en diluyentes orgánicos. La incorporación de la fase de banda en la fase orgánica da como resultado la formación de una emulsión. La selección del surfactante es decisiva en el proceso de extracción de ELM, la concentración del metal diana dentro de la fase de banda depende en gran medida de ella. La extracción de Cr (VI) por ELM se rige por varios parámetros que incluyen la concentración de surfactante y extractante, velocidad de agitación, tratamiento relación de los volúmenes de fase acuosa a emulsión, concentración de fase, la fase de banda y pH de la fase de alimentación. Dentro de todos los parámetros, el tiempo de contacto de la emulsión y la fase de alimentación son muy importantes para lograr la mayor concentración de Cr (VI) dentro de la fase de la banda. Un tiempo de contacto prolongado para la extracción, acumula agua dentro de la fase interna, lo que hace que la membrana se hinche e inicie la rotura de la fase de emulsión (Mukherjee et al. 2013).

#### **2.5.4 Ultrafiltración**

En este método, las moléculas disueltas, iones de metales pesados y otros contaminantes se filtran usando una membrana, según su tamaño molecular. Diferentes tipos de membranas sólo permiten el paso de solutos, y los restantes, tales como moléculas más grandes y metales pesados, quedan fuera de la membrana (Malik et al. 2016).

Para recuperar cromo con esta técnica, se utiliza un proceso de complejación-ultrafiltración en lotes, con una solución de sulfato. Los factores que afectan la tasa de rechazo y el permeado del flujo son la concentración de pH, concentración de ligando, cloruro y sulfato, tamaño del poro de la membrana y presión aplicada. Como los iones de cromo son demasiado pequeños para ser retenidos, se complejan primero con un macroligando soluble en agua (polietilenamina). Posteriormente, se separa el complejo

para remover el metal y poder reutilizar el microligando en procesos posteriores (Mukherjee et al. 2013).

### **2.5.5 Coagulación química y electrocoagulación**

La técnica de coagulación se utiliza para preparar coloides. Algunos coagulados, como el aluminio, el sulfato ferroso y el cloruro férrico, neutralizan las impurezas presentes en aguas residuales. La solución de cloruro férrico y el cloruro de polialuminio (PAC) son coagulantes que se utilizan en la eliminación de metales pesados (Malik et al. 2016; El Samrani, Lartiges, and Villiéras 2008).

Métodos electroquímicos implican reacciones redox para eliminación de metales bajo la influencia externa de una corriente directa en la solución electrolítica. El proceso de coagulación desestabiliza partículas coloidales mediante la adición de un coagulante en el proceso de sedimentación (Malik et al. 2016; Shammas 2005).

Para remover cromo de aguas residuales de industrias que lo desechan en concentraciones elevadas se utiliza ambas técnicas. La coagulación química consta de dos pasos, en el primero, es la coagulación química añadiendo cal para elevar el pH y la sal de aluminio para eliminar materia coloidal como hidróxido gelatinoso, y en el segundo, este precipitado es adsorbido sobre carbón activado para completar la remoción de metal a nivel de ppm. Aunque la precipitación es bastante eficaz en el tratamiento de efluentes industriales, la coagulación puede inducir una contaminación secundaria debida a sustancias químicas añadidas. Para superar este problema, se usa la electrocoagulación donde la floculación es generada por electro-oxidación de un ánodo generalmente de hierro o aluminio (A. Dabrowski 1999; Mukherjee et al. 2013).

### **2.5.6 Extracción líquido-líquido (ELL)**

La extracción líquido-líquido (ELL) o más comúnmente conocida como extracción con disolvente (SX) es una técnica versátil utilizada en la separación de iones metálicos. La ELL desempeña un papel fundamental en la separación de actínidos para el reactor de reprocesamiento de combustible en la industria nuclear (Kalidhasan et al. 2016; Suresh et al. 2013). En principio, la ELL implica la distribución del ion metálico entre dos fases inmiscibles. La relación de distribución (D), es esencialmente la relación de la

concentración del ion metálico de la fase orgánica a la fase acuosa, es un parámetro vital para evaluar la eficiencia de la extracción. En esta técnica clásica es importante evaluar diversos aspectos como el pH, formación de una tercera fase, el uso de disolventes de menor toxicidad, y la regeneración y reutilización de los extractantes metálicos. Todos estos factores son muy esenciales para conseguir una elevada proporción de distribución para el ion metálico deseado. Los extractantes se clasifican normalmente en sistemas quelantes e iónicos (Kalidhasan et al. 2016).

En medio ácido dependiendo del pH, el cromo (VI) existe principalmente en forma de anión  $\text{HCrO}_4^-$  o  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ . Estos aniones están implicados en la interacción electrostática con extractantes catiónicos. El Cr (VI) se clasifica como un ácido fuerte que interactúa eficazmente con bases fuertes como el nitrógeno. Por lo tanto, los extractantes de cromo predominantemente son de carácter amina y debido a su naturaleza voluminosa, favorecen la absorción de cromo como un par de iones de la fase acuosa a orgánica a través de una transferencia de masa eficaz (Kalidhasan et al. 2016; Senol 2004; Someda, El-Shazly, and Sheha 2005).

## **2.6 Biorremediación**

Tomando en cuenta el elevado coste del tratamiento y la rehabilitación de los lugares contaminados, una alternativa ventajosa tendría relación costo-eficacia, rapidez y que sea amigable con el medio ambiente. La biorremediación, es un proceso de utilización o introducción de organismos vivos como bacterias, hongos, plantas o gusanos a los sitios contaminados, la cual se ha convertido cada vez más popular para la descontaminación de productos químicos tóxicos debido a su bajo costo de operación (Chan et al. 2016; Gadd 2001; Sylvia 2005).

Los datos revelan que debido a la alta toxicidad y la ubicuidad de los metales en el ambiente, los microbios han logrado de forma inimitable y algunas veces inusual interactuar con los metales no deseados. Algunos microbios han desarrollado mecanismos a través de los cuales son capaces de secuestrar e inmovilizar metales, promover la solubilidad de metales, mientras que algunos de los metales se oxidan o reducen en formas no tóxicas o menos tóxicas. Los microorganismos han desarrollado diversas estrategias para la supervivencia en medio ambiente contaminado con metales

pesados, incluyendo biosorción, bioacumulación, biotransformación y biomineralización (Kanwar, Mishra, and Mukherjee 2017).

Las paredes de las células microbianas consisten en polisacáridos, lípidos y proteínas, muchos grupos funcionales como grupos carboxilato, hidroxilo, amino y fosfato facilitan la unión de metales pesados. Hasta ahora muchos microorganismos reportados han mostrado la exitosa biorremediación de metales pesados (Kanwar et al. 2017).

El aspecto microbiológico de la biorremediación implica la bioestimulación (estimulación de la población microbiana nativa viable), Bioaugmentación (introducción artificial de población viable), la bioacumulación (secuestro y acumulación de metales pesados por microbios) y biosorción (adsorción por microbios vivos o muertos) (Kanwar et al. 2017). Los métodos de biosorción y bioacumulación han sido reportados como alternativas económicas, convencionales, que poseen un buen potencial en la remoción de metales (Chojnacka 2010; Hansda, Kumar, and Anshumali 2016).

### **2.6.1 Biosorción**

La biosorción se define como una actividad pasiva, rápida, reversible y es un proceso independiente al metabolismo, realizado por microorganismos activos o inactivos. El proceso de biosorción se lleva a cabo mediante biosorbentes, los cuales han demostrado tener un gran potencial en la eliminación de metales pesados de efluentes industriales. Este proceso está representado por el desequilibrio de las fuerzas superficiales causado por el contacto de una superficie sólida dentro de una fase líquida, formando una capa superficial de solutos sobre el adsorbente y resultando en la acumulación de metales por interacciones físico-químicas de iones metálicos con componentes celulares de las especies biológicas (Buratto, Costa, and Ferreira 2012; Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017).

La sorción del material biológico (biosorción) puede no ser tan simple como se podría percibir. Es importante diferenciar los conceptos de bioadsorción y bioabsorción (Fomina and Gadd 2014; Gadd 2009). El término sorción se ha utilizado tanto para absorción como para adsorción. La absorción se refiere a la incorporación de una sustancia de un estado a otro estado diferente (por ejemplo, líquidos absorbidos por un

sólido o gases que son absorbidos por el agua), es decir, en un sistema de matriz tridimensional. La adsorción es la adhesión física o unión de iones y moléculas sobre la superficie de otra molécula, es decir sobre una superficie bidimensional. Muchos investigadores consideran la biosorción como una subcategoría de adsorción, donde el sorbente es un agente biológico (Fomina and Gadd 2014; Michalak, Chojnacka, and Witek-Krowiak 2013).

Los biosorbentes pueden ser vistos como materiales naturales de intercambio iónico que contienen principalmente grupos débilmente ácidos y básicos, siendo el proceso de quelación inespecífico. La selección de biosorbente depende del origen, la disponibilidad y la rentabilidad de la biomasa. Se pueden recoger directamente del medio ambiente o desarrollarse de manera específica por varios procesos de modificación (Dhankhar and Hooda 2011; Hansda, Kumar, and Anshumali 2016; Vijayaraghavan and Yun 2008).

El proceso de biosorción tiene algunas desventajas, de las cuales destaca que el potencial del proceso biológico es limitado porque las células no realizan actividad metabólica y una vez que el metal ha ocupado espacio en la superficie celular, se necesita un proceso de desorción antes de su uso posterior (Ahluwalia and Goyal 2007; Kanwar, Mishra, and Mukherjee 2017).

Se ha demostrado que la biosorción de metales es dependiente del pH en casi todos los sistemas examinados, incluyendo bacterias, cianobacterias, algas y hongos. Se observa que la sorción de Cr (VI) aumenta al disminuir el pH a valores ácidos. Se ha encontrado que valores bajos de pH dentro del rango 2-3 son favorables a la biosorción de Cr (VI). Dentro del rango de pH 1-4,  $\text{HCrO}_4^-$  y  $\text{CrO}_4^{2-}$  son las especies principales en solución, y su estabilidad depende del pH y de la concentración de cromo hexavalente. A pH bajo, los sitios activos de los biosorbentes son protonados y las especies aniónicas pueden unirse al sorbente por fuerzas electrostáticas (Mukherjee et al. 2013).

Además del pH, existen otros factores que se deben considerar para garantizar la factibilidad del biosorbente en un proceso de descontaminación de efluentes industriales. Estos incluyen características del efluente tales como el volumen, el tipo de

contaminante y la competitividad de iones, composición química de la solución, temperatura, entre otras; características de la biomasa tales como disponibilidad, estabilidad mecánica, capacidad de regeneración, especificidad de contaminantes y cinética de reacción; y características del proceso tales como capital y costos de operación, batch/continuo y espacio disponible (Vijayaraghavan and Balasubramanian 2015).

En general, en comparación con los métodos convencionales de extracción de metales pesados, las ventajas potenciales del proceso de biosorción incluye (Abbas et al. 2014; Aksu, Sag, and Kutsal 1992): (1) Uso de biomateriales renovables naturalmente abundantes que pueden ser producidos a bajo costo; (2) Capacidad para tratar grandes volúmenes de aguas residuales debido a la rápida cinética; (3) Alta selectividad en términos de eliminación y recuperación de metales pesados específicos; (4) Capacidad para manejar múltiples metales pesados y desechos mixtos; (5) Alta afinidad, reduciendo los metales residuales por debajo de 1 ppb en muchos casos; (6) Menor necesidad de reactivos de alto costo adicionales que normalmente causan problemas de eliminación y espacio; (7) Operación en una amplia gama de condiciones fisicoquímicas incluyendo temperatura, pH y presencia de otros iones (incluyendo Ca (II) y Mg (II)); (8) Bajo costo operacional e Inversión de capital; (9) Mejora considerable de la recuperación de metales pesados vinculados a partir de la biomasa; y (10) Menor producción de residuos peligrosos.

## **2.7 Interacción de hongos con metales**

La metodología a ser implicada para la biorremediación depende en gran medida de la interacción entre metal y microbio. El ion metálico se une a la superficie microbiana mediante interacciones electrostáticas, interacciones redox, unión covalente, fuerza de van der waal, o precipitación extracelular, y a veces por la combinación de estos procesos (Blanco et al. 2000; Kanwar, Mishra, and Mukherjee 2017).

Dentro de las interacciones pared celular-metal, se pueden destacar las siguientes:

a) Complejación-sideróforo: los sideróforos son moléculas de bajo peso molecular quelantes de hierro. Su función biológica es concentrar el hierro del medio ambiente y su

transporte a la célula. El cromo y aluminio son metales similares al hierro que se unen a los sideróforos por lo tanto reducen su biodisponibilidad y la toxicidad de los metales (Kanwar et al. 2017; Roane and Pepper 2000).

(b) Complejo de los biosurfactantes: Estos son producidos por muchas bacterias y también se unen con metales como cadmio, plomo y zinc. Aumentan su solubilidad en agua y en complejos, se vuelven no tóxicos para las células.

(c) Unión exopolimérica: Incluyen sustancias como polisacáridos, carbohidratos, ácidos nucleicos y ácidos grasos. Estos son grupos funcionales cargados negativamente que se unen fácilmente con metales cargados positivamente. Con este método los metales se inmovilizan y por lo tanto su entrada dentro de la célula está restringida.

(d) Precipitación por reducción de metales: En este método los microorganismos reducen los metales solubles a sales metálicas menos solubles, las cuales se precipitan (Kanwar, Mishra, and Mukherjee 2017).

En cualquier microorganismo utilizado como biosorbente, la pared celular es el primer componente que entra en contacto con los iones metálicos y también actúa como una defensa contra la toxicidad del metal. Por lo tanto, la composición química de la pared celular microbiana es un factor importante, responsable de la adsorción de iones metálicos en la superficie de la biomasa, por lo que diversos grupos de microorganismos dan lugar a diferentes tipos de unión con el metal (Hansda, Kumar, and Anshumali 2016).

Las paredes celulares de los hongos, especialmente los filamentosos, están compuestos de polisacáridos tales como  $\beta$ -glucano, quitina y quitosano, glicoproteínas, lípidos, melaninas, D-galactosamina, polímeros y poliurónidos. La pared celular fúngica se compone principalmente de los polisacáridos  $\beta$ -1,3-glucano,  $\beta$ -1,6-glucano, proteína de unión manano y una baja concentración de quitina (Fleuri and Sato 2010; Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017). Se ha demostrado que la quitina y el quitosano se unen de manera efectiva a los metales pesados en una serie de especies de hongos (Chan et al. 2016; GADD 2004; Wang and Chen 2014; Zhou 1999). La acetilglucosamina o glucosamina de quitosano puede actuar como sitios de unión para



metales (Guibal, Roulph, and Le Cloirec 1995; Lu, Zhang, and Yao 2016). La actividad de sorción metálica en hongos es dependiente de los polisacáridos estructurales de la pared celular y la proporción de quitina-glucano, (Chan et al. 2016; Tereshina et al. 1999). La sorción superficial celular de metales y metaloides ocurre generalmente como resultado de la interacción fisicoquímica entre los iones metálicos y los grupos funcionales tales como como proteínas de la superficie celular. Esta reacción es rápida, reversible e independiente del metabolismo (Chan et al. 2016; Dhankhar and Hooda 2011). A su vez, su pared celular se considera un mosaico de grupos funcionales que incluyen carboxilo (-COOH), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), amina (-NH<sub>2</sub>), tiol (-SH) e hidroxilo (-OH), que actúan como sitios de interacción entre Cr (VI) y hongos, donde la coordinación iónica y/o el intercambio iónico pueden formar complejos con especies de aniones Cr (VI) (Bellion et al. 2006; García-Hernández, Villarreal-Chiu, and Garza-González 2017).

La mayoría de los estudios sobre la biosorción de Cr (VI) enfatizan el mecanismo de adsorción, y en el hecho de que los iones de carácter aniónico del cromato se unen a grupos cargados positivamente en la biomasa del hongo (Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017).

Los hongos han demostrado un papel cada vez más importante en el tratamiento de aguas residuales. Las siguientes características notables de hongos los convirtieron en excelentes candidatos para los procesos de tratamiento: (i) alta capacidad de adsorción, (ii) fácil separación sólido-líquido, (iii) resistencia a condiciones adversas, y (iv) una amplia capacidad de degradación (Lu, Zhang, and Yao 2016).

## **2.8 Hongos con actividad de remoción**

Especies fúngicas como *Aspergillus niger*, *Pleurotus ostreatus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Rhizopus arrhizus*, *Trametes versicolor*, y *Fusarium* sp. han sido ampliamente investigadas en la eliminación de metales pesados ya que son abundantemente disponibles y de bajo costo para la producción en masa (Lu et al. 2016).

El hongo *B. bassiana* está reportado con ensayos de tolerancia a los metales pesados Cu(II), Cr(VI), Cd(II), Zn(II) and Ni(II), mostrando resistencia a concentraciones entre 100 y 250 mg/L (Gola et al. 2016).

Para las especies *Trichoderma* se demostró que los sitios de unión al cromo en las superficies de células fúngicas son probablemente grupos carboxilo y amina (Joutey et al. 2015; Vankar and Bajpai 2008). El hongo *A. niger* puede reducir Cr (VI) a Cr (III) a través de una reacción redox no relacionada con ninguna actividad enzimática (Park, Yun, Jo, et al. 2005). También se ha reportado que la biomasa muerta de cuatro cepas de hongos (*Aspergillus niger*, *Rhizopus oryzae*, *Saccharomyces cerevisiae* y *Penicillium chrysogenum*) se pueden utilizar para convertir Cr (VI) tóxico en especies menos tóxicas o no tóxicas de Cr (III) (Park, Yun, and Park 2005). Otras especies de hongos son también capaces de reducir Cr (VI) a Cr (III), los ejemplos son: *Hypocrea tawa* (Morales-Barrera et al. 2008) y *Paecilomyces lilacinus* (Sharma and Adholeya 2012). Reportes señalan que la reducción de los iones cromato tiene lugar por la actividad de la cromato reductasa de extractos libres de células de *Termitomyces clypeatus*. (Das and Guha 2009). Por el contrario, los mecanismos de reducción de Cr (VI) en *Aspergillus* sp. N2 y *Penicillium* sp. N3 indican una reducción enzimática y una adsorción al micelio (Fukuda et al. 2008; Joutey et al. 2015).

Una estudio proporcionó información detallada sobre la capacidad de biosorción de una amplia gama de hongos incluyendo *Saccharomyces cerevisiae*, *Penicillium* sp., *Aspergillus* sp. y otros hongos filamentosos (Wang and Chen 2009). La biosorción por basidiomicetos como *Trametes versicolor* (Bayramoğlu, Bektaş, and Arica 2003; Chan et al. 2016), *Amanita rubescens* (Chan et al. 2016; Sarı and Tuzen 2009b) e *Inonotus hispidus* (Chan et al. 2016; Sarı and Tuzen 2009a). Existen reportes en los que se demostró que las partes melanizadas externas del micelio de *Armillaria* spp. fueron capaces de concentrar los iones Al, Zn, Fe y Cu a 50-100 veces el nivel encontrado en el suelo circundante (hasta 3440, 1930, 1890, 15 y 680 mg/L respectivamente) (Chan et al. 2016; Rizzo, Blanchette, and Palmer 1992). Resultados similares se encontraron con las placas pseudo-clerociales melanizadas de *Phellinus weirii* que acumulaban metales

pesados (Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb y Zn) del suelo (Chan et al. 2016; McDougall and Blanchette 1996).

Sivakumar (Sivakumar 2016) con diferentes especies de *Aspergillus* para la biosorción de Cr (VI) presente en un efluente de curtiduría, demostró que la mayor biosorción de 18,1 mg de  $\beta$  1 a pH 3,0 usando *A. niger*, seguido de *A. flavus*, *A. fumigatus*, *A. nidulans*, *A. heteromorphus*, *A. foetidus* y *A. viridinutans*. Singh et al. (Singh, Kumar, and Bishnoi 2016) mostraron que la concentración máxima de Cr (VI) adsorbido por *Aspergillus flavus* fue de 16,1 mg.g<sup>-1</sup>.

En un estudio realizado por Chhikara et al. (2010) el biosorbente fúngico utilizado fue *Aspergillus niger* tratado con ácido e inmovilizado en una matriz de alginato cálcico. También se ha reportado la biosorción de Cr (VI) por *Aspergillus niger*, *Aspergillus sydoni* y *Penicillium janthinellum*. Donde a pH 2,0 *A. niger* mostró un 91,3% de la eliminación de Cr (VI) (Kumar et al. 2008; Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017). En otro estudio utilizaron *Penicillium griseofulvum* para la biosorción de Cr (VI) y aplicaron el diseño de Box-Behnken para optimizar las variables (Abigail M, Samuel, and Chidambaram 2015).

En la mayoría de los estudios indican un proceso de sorción, pero también se produce la reducción de Cr (VI) a Cr (III). Coreño-Alonso et al. (2014) mostraron que la cepa Ed8 de *Aspergillus niger* var *tubingensis* reducido de Cr (VI) a Cr (III), lo que demuestra la capacidad de bio-remediación de este microorganismo, y Arévalo-Rangel et al. (2013) mostró la misma capacidad para *Penicillium* sp. (Vendruscolo, da Rocha Ferreira, and Antoniosi Filho 2017).

## **2.9 Aislamiento e identificación de hongos**

El suelo es un ambiente muy apropiado para el desarrollo de los microorganismos tanto eucariotas (algas, hongos, protozoos) como procariotas (bacterias y arqueas), además de encontrar virus y bacteriófagos. Todos estos organismos establecen relaciones entre ellos en formas muy variadas y complejas y también contribuyen a las características propias del suelo por su papel en la modificación de las fases sólida, líquida y gaseosa antes mencionadas (Torres D. and Zuluaga M. 2009),

Debido al enriquecimiento selectivo de ciertos microorganismos más tolerantes, resultan favorecidas aquellas especies capaces de adaptarse y crecer en presencia de estos compuestos tóxicos y recalcitrantes (Benka-Coker and Ekundayo 1997; Pernía et al. 2012). El aislamiento de microorganismos (bacterias, hongos y levaduras) a partir de ecosistemas contaminados o de hábitats extremos ha evidenciado la existencia de ciertos hongos capaces de remediar y convertir contaminantes en compuestos menos tóxicos o inocuos para el ambiente.

La identificación de hongos a nivel de género se realiza mediante las características fenotípicas de los mismos, a través de observaciones detalladas de las colonias y de los componentes microscópicos (Banakar, Thippeswamy, and Naveenkumar 2012; Kumar Seth, Alam, and DN 2016).

### **2.10 Morfología fúngica**

Los hongos levaduriformes dan lugar a colonias semejantes a las bacterianas, cremosas, opacas, con un diámetro de 3 a 7 mm, y en general de crecimiento relativamente rápido (24-72h). Mientras que los hongos filamentosos dan lugar a colonias de mayor tamaño (10-30 mm), que crecen radialmente de modo progresivo, de aspecto inconfundible, vellosas, algodonosas o pulverulentas, de vistosos y variados colores, que deben de ser observadas en el anverso y reverso, donde puede verse si el pigmento difunde al medio. Su crecimiento suele ser más lento que el de las levaduras (3-20 días), pero pueden llegar a invadir toda la superficie del medio de cultivo. El color, forma y tamaño de las colonias puede variar según los componentes del medio de cultivo utilizado. Los hongos dimórficos dan lugar a colonias filamentosas cuando se incuban en medios usuales a temperaturas entre 25 y 30°C, y colonias levaduriformes si se incuban en agar sangre a 37°C (Prats 2006).

Por otra parte, el realizar un microcultivo permite la observación de las estructuras microscópicas de los hongos filamentosos, en particular de las esporas asexuales, sin alteración de las mismas. Esta técnica consiste en inocular el hongo filamentosos sobre un cubo de agar situado en un portaobjetos estéril y con un cubreobjetos colocado en cima, dentro de una caja de petri. Después de la incubación en un ambiente húmedo el

micelio crece, se expande como una planta trepadora por la cara inferior del cubreobjetos, permitiendo observar las estructuras fúngicas sin distorsión (Prats 2006).

## **2.11 Remoción de cromo hexavalente**

Existen varias técnicas que permiten determinar la remoción del cromo hexavalente, dentro de las cuales, la primera es identificar que el material biológico tiene las características necesarias para la remoción y posteriormente se analiza su capacidad de sorción.

### **2.11.1 Tolerancia a cromo hexavalente**

Se sabe que los microorganismos aislados de ambientes contaminados con metales pesados a menudo exhiben tolerancia a estos contaminantes (Mohammadian Fazli et al. 2015; Yazdani et al. 2010). La característica de la supervivencia de hongos en Cr (VI) depende principalmente de sus propiedades estructurales y bioquímicas, así como a sus adaptaciones genéticas y fisiológicas. Tales microorganismos son un grupo extremadamente versátil con capacidades de adaptarse y crecer en condiciones extremas de pH, temperatura, disponibilidad de nutrientes y altas concentraciones de metales (Anand et al. 2006; García-Hernández, Villarreal-Chiu, and Garza-González 2017). Factores como la interacción entre metales y la pared celular microbiana, periplasma, membrana plasmática y el citoplasma son la clave para la adaptación de hongos en diferentes ambientes (Cervantes et al. 2006; García-Hernández et al. 2017). La tolerancia de los hongos a la toxicidad de Cr (VI) puede traducirse como su capacidad para sobrevivir en altas concentraciones de Cr (VI) mediante mecanismos que han desarrollado en forma directa una respuesta a especies metálicas (Zafar, Aqil, and Ahmad 2007). Varios autores han reportado hongos filamentosos que exhiben tolerancia significativa de Cr (VI), especialmente aquellos que viven en ambientes contaminados (García-Hernández, Villarreal-Chiu, and Garza-González 2017) .

### **2.11.2 Determinación Analítica (Difenilcarbazona)**

Para determinar concentraciones de cromo en medio acuoso, la técnica de difenilcarbazona es ampliamente utilizada. En Estados Unidos dicha técnica se encuentra

establecida en los Métodos Estándar para el Examen de Aguas y Aguas Residuales, mientras que para México, la metodología se encuentra descrita en la Norma Mexicana NMX-AA-044-SCFI-2014: Análisis De Agua.- Medición De Cromo Hexavalente En Aguas Naturales, Salinas, Residuales Y Residuales Tratadas- Método De Prueba (Cancela A La NMX-AA-044-Scfi-2001) (APHA/AWWA/WEF 1999; NMX-AA-044-SCFI-2014 2014).

El método se basa en una reacción donde el cromo hexavalente  $\text{Cr}^{+6}$  reacciona con la 1,5-difenilcarbazida en medio ácido para dar un complejo color rojo violeta de composición desconocida que es determinado espectrofotométricamente a 540 nm. La intensidad de color es directamente proporcional a la concentración de cromo hexavalente. La reacción es muy sensible, siendo la absortividad molar basada de aproximadamente  $40\ 000\ \text{L g}^{-1}\ \text{cm}^{-1}$  a 540 nm (APHA/AWWA/WEF 1999; NMX-AA-044-SCFI-2014 2014).

Interferencias: La reacción con difenilcarbazida es casi específica para el cromo. El molibdeno hexavalente y las sales de mercurio reaccionan para formar color con el reactivo, pero las intensidades son mucho más bajas que para el cromo al pH especificado. Se pueden tolerar concentraciones altas como 200 mg de Mo o Hg / L. El vanadio interfiere fuertemente, pero las concentraciones arriba 10 veces del cromo no causan problemas. La posible interferencia del permanganato es eliminado por reducción previa con el grupo azida. El hierro en concentraciones mayores de 1 mg/L puede producir un color amarillo pero el color del ion férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) no es fuerte y normalmente no hay dificultad si la absorbancia se mide fotométricamente en la longitud de onda apropiada. Las cantidades interferentes de molibdeno, vanadio, hierro y cobre pueden eliminarse mediante extracción de los cupferrates de estos metales en cloroformo ( $\text{CHCl}_3$ ) (APHA/AWWA/WEF 1999).

### **2.11.3 Cinéticas de adsorción**

La cinética de adsorción muestra la relación entre las tasas de adsorción con su tiempo de contacto, así como también establecen el tiempo en que se tardan en alcanzar el

equilibrio (Lokeshkumar P. Ramteke and R 2016; Wassie and Srivastava 2016). La predicción del parámetro cinético proporciona información importante para diseñar y modelar los procesos. Se necesita información sobre la cinética de absorción del soluto para seleccionar las condiciones óptimas de operación para el proceso a gran escala (Srivastava, Agrawal, and Mondal 2015).

El proceso de adsorción por cualquier adsorbente poroso tiene lugar en cuatro etapas principales, cada una de las cuales puede afectar a la cinética de adsorción global. Estos son: (1) transporte de soluciones en masa a la capa límite que rodea la superficie del adsorbente (2) transporte del soluto, resistencia externa al transporte, (3) transporte interno del soluto, desde la superficie adsorbente a los sitios intraparticulares activos y (4) unión de las moléculas de soluto a los sitios de adsorción (Adamson W. and Gast P. 1997; Dehghani et al. 2016; Ho, John Wase, and Forster 1995; Srivastava et al. 2015):

La tasa de velocidad del movimiento de la molécula de soluto desde la fase acuosa a la superficie del biosorbente durante el proceso de biosorción está gobernada por uno, o la combinación de más de un mecanismo. Las etapas de transporte se producen en serie, por lo que el paso más lento, llamado etapa de limitación de velocidad, controlará la velocidad de la eliminación. El factor más importante en el diseño del sistema de adsorción correlaciona la tasa de absorción del soluto con la concentración en masa del mismo, su tiempo de residencia y las dimensiones del reactor controladas por cinética. (Dehghani et al. 2016; Srivastava et al. 2015).

Para demostrar la relación entre la cantidad de Cr (VI) adsorbido por el material biosorbente y su tiempo de adsorción, se utilizan diferentes modelos cinéticos, entre ellos la ecuación cinética de pseudo-primer orden, la ecuación cinética de pseudo-segundo orden y la ecuación cinética de difusión intraparticolar (Wassie and Srivastava 2016). Los cuáles serán descritos a continuación.

### Modelo cinético de pseudo-primer-orden

La ecuación del modelo cinético de primer orden es la siguiente (Lokeshkumar P. Ramteke and R 2016; Lu et al. 2015):

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (1)$$

Donde  $q_e$  es el equilibrio de adsorción;  $q_t$  es la capacidad de adsorción en el tiempo  $t$ ;  $k_1$  es la constante de equilibrio y  $t$  es el tiempo (Lokeshkumar P. Ramteke and R 2016; Lu et al. 2015).

### Modelo cinético de pseudo-segundo-orden

Ho y McKay (1998) describieron el modelo de pseudo-segundo-orden como el proceso cinético de la adsorción. En el modelo cinético de pseudo-segundo orden, el paso limitante de velocidad es la adsorción superficial que implica quimisorción, donde la remoción a partir de una solución se debe a interacciones físico-químicas entre las dos fases. El modelo de pseudo-segundo orden se puede representar en la siguiente forma. La ecuación de la velocidad cinética basada en capacidad de equilibrio de adsorción se puede representar en las siguientes formas (Dehghani et al. 2016):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad (2)$$

Donde  $k_2$  es la constante de velocidad de la cinética de pseudo-segundo orden (g/mg·min).

La ecuación (2) se convierte en (3) en la integración con las condiciones límite  $t = 0$  a  $t = t$  y  $q_t = 0$  a  $q_t = q_t$  (Dehghani et al. 2016):

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k_2 t \quad (3)$$

La ecuación (3) se puede arreglar de nuevo para obtener una ecuación linealizada (4) (Dehghani et al. 2016; Gopal Reddi et al. 2016):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (4)$$



### **Modelo cinético de difusión intraparticular**

El modelo de difusión intraparticular es uno de los aceptado modelos en el análisis de cinéticas de sorción (Foo and Hameed 2010; Kishor et al. 2017; Sengupta, Sk., et al. 2016; Sengupta, Keskar, and Jayabun 2016). El modelo de difusión intraparticular utilizado aquí se refiere a la teoría propuesta por Weber y Morris (1963) sobre la base de la siguiente ecuación para la constante de velocidad:

$$q_t = k_{id}t^{1/2} \quad (5)$$

Donde  $k_{id}$  es la constante de velocidad de difusión intrapartícula (mg / g / min) y C es la constante. Si la tasa de limitación de velocidad es la difusión intrapartícula, entonces el gráfico dibujado entre ( $q_t$ ) (mg / g) contra la raíz cuadrada del tiempo de contacto ( $t^{1/2}$ ) debe producir una línea recta que pasa por el origen. La pendiente dará el valor del coeficiente de difusión intrapartícula ( $k_{id}$ ) y el coeficiente de correlación ( $\gamma$ ) indica la aptitud de este modelo (Kasthuri et al. 2013). Una forma linealizada para la ecuación de difusión intraparticular es (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015):

$$\log q_t = \log k_{id} + 0.5 \log t \quad (6)$$

#### **2.11.4 Isotermas**

Las isotermas de biosorción describen la relación entre la masa del componente adsorbido por masa de biosorbente y la concentración de este componente en la solución (Mondal and Roy 2016). La evaluación ayuda a construir mejor adsorbente para futuras investigaciones (Mondal et al. 2017). Los modelos isotérmicos utilizados para lleva a cabo estudios de equilibrio de adsorción son Langmuir y Freundlich. La isoterma de Langmuir, se basa en el supuesto de que la sorción se lleva a cabo en sitios homogéneos de adsorbente, mientras que la isoterma Freundlich (Srivastava, Mall, and Mishra 2007) considera la distribución del calor de adsorción de manera heterogénea y no uniforme (Wassie and Srivastava 2016).

### **Modelo isotérmico de Langmuir**

El modelo de Langmuir explica la adsorción monocapa en una superficie energéticamente uniforme en la que no hay interacción entre las moléculas adsorbidas (es decir, una vez que se llena un sitio, no puede producirse ninguna extracción adicional en ese sitio). Una vez que la formación monocapa está completamente saturada, entonces se alcanza el equilibrio (Dubey and Gopal 2007; Gopal Reddi et al. 2016).

La ecuación no lineal de Langmuir se expresa comúnmente de la siguiente manera (Pakade, Ntuli, and Ofomaja 2016; Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015):

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (7)$$

La ecuación antes mencionada se linealiza como (Lu et al. 2015; Samuel, E. A Abigail M, et al. 2015):

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \left(\frac{1}{q_m b}\right) \frac{1}{C_e} \quad (8)$$

Donde  $C_e$  es la concentración residual de Cr (VI) en solución,  $q_m$  es la absorción máxima de metal ( $\text{mg g}^{-1}$ ),  $b$  es la constante de equilibrio de Langmuir ( $\text{L mg}^{-1}$ ) (Samuel, E. A Abigail M, et al. 2015).

### **Modelo isotérmico de Freundlich**

La ecuación de isoterma de Freundlich se utiliza para la descripción de la adsorción multicapa con la interacción entre moléculas adsorbidas. El modelo se aplica a la adsorción con respecto a la heterogeneidad de la superficie energética y a la adsorción reversible. La isoterma de Freundlich puede derivarse asumiendo una disminución logarítmica en la entalpía de la adsorción con el aumento de la fracción de los sitios ocupados (Chen 2015; Gopal Reddi et al. 2016).

La ecuación no linealizada de la isoterma de Freundlich puede ser escrita como (Gopal Reddi et al. 2016):

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (9)$$

La forma linealizada de la isoterma de Freundlich está dada por la ecuación (Gopal Reddi et al. 2016):

$$\log q_e = \log K_f + 1/n \log C_e \quad (10)$$

Donde  $C_e$  = Concentración de equilibrio del soluto en solución después de la adsorción ( $\text{mg dm}^3$ ),  $K_f$  = constante empírica de Freundlich o factor de capacidad ( $\text{mg g}^{-1}$ ),  $1 / n$  = exponente de Freundlich,  $K_f$  indica la capacidad relativa de sorción y  $n$  es la medida de la naturaleza y la fuerza del proceso de sorción y la distribución de sitios activos (Gopal Reddi et al. 2016).

#### **2.11.5 Espectroscopia de Infrarrojo con Transformada de Fourier (FT-IR)**

Para entender la naturaleza química de la superficie del material biosorbente, antes y después del proceso de biosorción, se utilizan diferentes técnicas, entre las cuales destaca la Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier. Los espectros FTIR pueden proporcionar información valiosa sobre los grupos funcionales presentes en la superficie del material adsorbente. Los espectros muestran variedad de frecuencia de estiramiento que indica la naturaleza compleja del adsorbente (Mondal et al. 2017).

La región del Infrarrojo abarca una parte del espectro electromagnético que se encuentra entre los  $1300\text{--}710 \text{ cm}^{-1}$  en unidades de Numero de onda o  $0.78\text{--}1000\mu\text{m}$  en unidades de Longitud de onda (Figura 2.1). Normalmente la región utilizada para el análisis de compuestos orgánicos se encuentra entre  $4000\text{--}400 \text{ cm}^{-1}$ . Estas unidades pueden interconvertirse mediante la siguiente expresión (ecuación 11):

$$v(\text{cm}^{-1}) = 1/\lambda (\mu\text{m}) * 10^4 \quad (11)$$

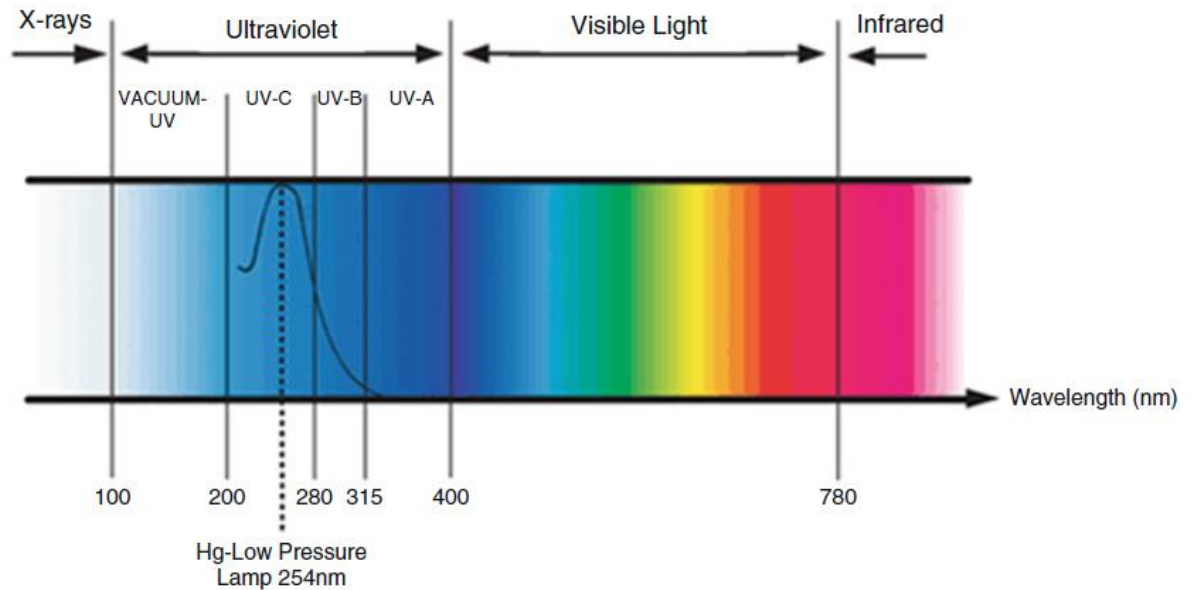


Figura 2.1.- Región del espectro electromagnético (Zwinkels 2015).

Normalmente un espectro de infrarrojo se representa con el Número de Onda en el eje de las “x” y con la Absorbancia o Transmitancia en el eje de las “y”. La Transmitancia se define como la relación entre la potencia radiante transmitida por una muestra (I) y la potencia radiante incidente de la muestra (I<sub>0</sub>). La Absorbancia es el Logaritmo en base a 10 de la recíproca de la transmitancia.

Es posible obtener espectros de muestras sólidas, líquidas o gaseosas. A veces, materiales que son opacos a la radiación IR hay que disolverlos para poder realizarles un espectro. El análisis de una muestra mediante IR sirve para identificar grupos funcionales, es como la huella dactilar del compuesto.

La espectroscopia IR se usa principalmente para: Elucidación estructural e identificación de compuestos. El espectro IR contiene información básica sobre la composición y estructura de los compuestos. Los compuestos orgánicos por ejemplo, pueden tener grupos como –OH, –NH<sub>2</sub>, –CH<sub>3</sub>, –C–O–C, –CO, –COOH, etc. Estos grupos poseen unas frecuencias de absorción en las regiones del IR características, las cuales no suelen estar muy influenciadas por el resto de la molécula (Naumann 2000).

## **CAPÍTULO III**

### **JUSTIFICACIÓN**

La contaminación del agua es un problema que aqueja a todo el planeta, sólo en México más de dos millones de personas están en riesgo de sufrir algún tipo de alteración en el sistema nervioso, digestivo o respiratorio, debido al consumo de agua contaminada. Nuevo León es un estado que no se escapa de sufrir este tipo de contaminación, ya que genera grandes cantidades de desechos, debido a su densidad de población y su amplio parque vehicular e industrial.

La contaminación del medio ambiente por cromo hexavalente causa problemas a la salud. Dentro de las principales industrias que generan este residuo se encuentran las curtidoras de pieles, las cuales utilizan el método de curtido al cromo, el cual es el preferido para la producción de pieles suaves de bovino ya que permite obtener productos de alta calidad en menor duración del proceso, comparado con el curtido con agentes vegetales. Se conoce que el 92% de los establecimientos registrados en las cámaras de curtido en México aplican el curtido al cromo y que las concentraciones promedio en sus desechos para los diferentes tamaños de plantas varían entre 26 y 78 mg Cr/L. El índice de descarga que se ha determinado para la industria de curtido en México está en el rango de 29 - 96 L por kg de materia prima. Solamente el 1% de las plantas curtidoras cuentan con instalaciones adecuadas para el tratamiento de las aguas residuales, por lo que sus aguas representan fuente de contaminación con cromo para el medio ambiente.

Su remediación se lleva a cabo mediante la utilización de métodos que involucran procesos con costos muy elevados. Una alternativa biológica, de bajo costo y amigable con el ambiente, es la biodegradación. Existen sitios impactados con este tipo de contaminantes en los cuales los microorganismos presentes desarrollan mecanismos de supervivencia y adaptación, volviéndose resistentes a los contaminantes, incluso logran utilizarlos como fuente principal de carbono. En el presente trabajo se pretenden aislar microorganismos capaces de remover Cr (VI) para reducir su impacto en la interacción con el medio ambiente.

## **CAPÍTULO IV**

### **HIPÓTESIS**

Hongos aislados de suelo, tienen la capacidad de remover cromo hexavalente y ser utilizados como material biosorbente del mismo.

### **OBJETIVOS**

#### **4.1 Objetivo general**

Aislar hongos con capacidad de remoción de Cr (V), así como su caracterización como material biosorbente.

#### **4.2 Objetivos específicos**

- 1.- Pruebas preliminares para la reducción de cromo hexavalente de los hongos *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp. obtenidos del cepario del Instituto de Biotecnología.
- 2.- Colectar muestras de suelo en cuatro municipios del área metropolitana.
- 3.- Aislar e identificar macro y microscópicamente los hongos aislados a partir de las muestras de suelo.
- 4.- Seleccionar dos aislados de hongos de acuerdo a la tolerancia al cromo hexavalente.
- 5.- Determinar la capacidad de remoción de cromo hexavalente de las 2 cepas de hongos seleccionadas.
- 6.- Analizar mecanismos y condiciones fisicoquímicas en la remoción mediante modelos cinéticos e isotérmicos

# CAPÍTULO V

## MATERIAL Y MÉTODOS

### 5.1 Lugar de trabajo

El presente trabajo de investigación se realizó en los laboratorios L6 y L10, del Instituto de Biotecnología, de la Facultad de Ciencias Biológicas (F. C. B.), de la Universidad Autónoma de Nuevo León (U. A. N. L.), ubicada en el municipio de San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

### 5.2 Pruebas preliminares

Para éstas pruebas se utilizaron los hongos de *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp., pertenecientes al cepario del L10 y L6 respectivamente, del Instituto de Biotecnología de la F. C. B. de la U. A. N. L.

#### 5.2.1 Azúcares reductores

Los hongos se propagaron en cultivo líquido para su posterior determinación del consumo de azúcares reductores durante el crecimiento.

Primero se preparó inóculo de cada hongo con una concentración de  $1 \times 10^6$  esporas/ml, para ello se utilizaron colonias de 15 a 20 días de crecimiento de cada hongo, las cuales fueron raspadas y colocadas en un frasco (Corning® 100 ml), con 50 ml al 1% de Tween 80 (Sorbitan). Después se realizó el conteo de esporas con la cámara de Neubauer (Marienfeld). Posteriormente, en matraces Erlenmeyer de 250 ml se colocaron 50ml de Caldo Dextrosa Sabouraud (Bioxon), los cuales después se inocularon con 1 ml de la solución de esporas y se incubaron en agitación rotatoria (Controlled Environment Incubator Shaker) durante 144 h, a 150 rpm a  $25^\circ \text{C} \pm 2$ . El experimento se realizó por triplicado para cada hongo. Durante el tiempo de incubación, se tomaron muestras de 2 ml cada 12 h durante 72 h y posteriormente cada 24 h hasta completar 144 h.

A las muestras colectadas se les determinaron azúcares reductores, con la técnica de ácido 3,5-Dinitrosalicílico (DNS). Primero se preparó la solución de DNS, para la cual se pesaron 8g de NaOH (CTR) al 2N, se disolvieron en 100ml de agua destilada y después se agregaron 5g de DNS (Aldrich) Posteriormente se pesaron 150g de tartrato de sodio y potasio ( $\text{KNaC}_4\text{H}_4\text{O}_6$ ) (Dalmek), se agregaron 200ml de agua destilada bajo

condiciones de agitación y calentamiento (Cimarec, Thermo Scientific). Al terminar de disolver el tartrato, se le agregaron los 100ml que contenían el hidróxido de sodio y el DNS, se mantuvieron en agitación y calentamiento hasta quedar homogéneo. Después se llevó a 500ml en un matraz de aforación.

Posteriormente se preparó una curva de calibración con diferentes concentraciones de dextrosa (Fermont) (Tabla 5.1). Para el análisis de las muestras, se tomó 10  $\mu$ l de muestra y se colocaron en tubos Eppendorf, posteriormente se les agregó 240 $\mu$ l de agua destilada y 250 $\mu$ l de DNS. Los tubos se incubaron en baño maría por 5 min y después se colocaron en baño de hielo. Para finalizar se agregaron 500  $\mu$ l de agua destilada y se prosiguió a determinar la absorbancia a 540 nm en el espectrofotómetro Epoch Biotek.

Tabla 5.1.- Curva de calibración para azúcares reductores

Concentración [mg/ml]	Volumen ( $\mu$ l)	
	H <sub>2</sub> O destilada	Dextrosa
0	250	0
10	240	10
20	230	20
30	220	30
40	210	40
50	200	50
60	190	60
70	180	70
80	170	80
90	160	90
100	150	100

### 5.2.2 Tolerancia al Cr (VI)

Se determinó la tolerancia de ambos hongos a la presencia de Cr (VI) en el medio de cultivo, para la cual se prepararon cajas de Agar Papa Dextrosa (PDA, Dibico) con



diferentes concentraciones de  $K_2Cr_2O_7$ , y como control, el medio sin metal (Tabla 5.2). Las cajas Petri se inocularon por picadura, se dejaron incubar a  $25 \pm 2$  °C, durante 7 días, y al final se observó el crecimiento. Los experimentos se realizaron por triplicado para ambos hongos.

Tabla 5.2.- Preparación de 300 ml de PDA adicionado con diferentes concentraciones de Cr (VI)

Concentración [mg/L]	Volumen (ml)	
	H <sub>2</sub> O destilada	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> [1000 mg/L]
0	300	0
10	297	3
50	285	15
75	277.5	22.5
100	270	30
125	262.5	37.5
250	225	75
500	150	150

## 5.3 Aislamiento de cepas fúngicas de muestras de suelo

### 5.3.1 Muestreo

Las muestras de suelo se colectaron en los siguientes municipios: San Nicolás de los Garza, Ciudad General Escobedo, Monterrey y Guadalupe, del estado de Nuevo León, México. Se realizó un muestreo al azar, el cual consistió en tomar 5 submuestras para formar una muestra compuesta de cada sitio seleccionado, con un total de 8 muestras compuestas (Figura 5.1).



Figura 5.1.- Mapa de Área Metropolitana, donde las estrellas indican los sitios muestreados.

(<https://www.google.com.mx/maps/@25.7210581,-100.3243023,11.38z>)

### 5.3.2 Aislamiento

Se realizaron diluciones de las muestras de suelo y se inocularon en cajas de Petri de PDA suplementado con 50 mg/l de cloranfenicol (Bio Basic). Las cajas de Petri se dejaron incubar a  $25 \pm 2$  °C, durante 3 a 7 días. Transcurrido ese tiempo, se observaron las placas con crecimiento microbiano y se seleccionaron las colonias con características

fúngicas, para su posterior identificación macro y microscópica, así como su actividad lipasa.

### **5.3.3 Morfología macroscópica**

Para analizar las características macroscópicas, de cada hongo aislado se realizaron resiembras en cajas Petri con PDA, mediante la técnica de picadura. Se incubaron a  $25 \pm 2$  °C, de 3 a 15 días, durante ese periodo se realizaron observaciones de las colonias.

### **5.3.4 Morfología microscópica**

Para la observación de las características microscópicas se realizaron preparaciones a partir de los cultivos en PDA. Se cortó un pedazo de cinta (Scotch®) y se presionó de forma ligera el lado con pegamento sobre el micelio del cultivo, con cuidado la cinta se colocó sobre una gota de agua en un porta objetos. En seguida, la preparación se observó en el microscopio (Olympus BX41) en los objetivos 10 y 40 X.

También se realizaron microcultivos. A partir de una caja Petri con PDA se cortaron cuadros de tamaño uniforme, luego se colocaron sobre un portaobjetos y éste sobre una varilla de vidrio doblada en forma de “V” dentro de una caja de Petri la cual tenía cubierto el fondo con papel filtro. Posteriormente se inoculó por cada uno de los lados del cuadro de agar a partir de los hongos aislados. Después de inocular se colocó sobre el cuadro de agar un cubreobjetos y se presionó ligeramente para que se adhiriera al medio. Para mantener la humedad del cultivo se adicionó agua destilada sobre el papel filtro. Finalmente se incubaron las cajas Petri a 28°C durante 48h.

A partir de esta técnica, se realizaron observaciones al microscopio a 10X y 40X con dos preparaciones de los microcultivos. En la primera se desprendió con cuidado el cubreobjetos que se encuentra sobre el cuadro de agar y se colocó sobre un portaobjetos que contenía una gota de agua. En la segunda preparación se desprendió con cuidado el cuadro de agar, después se agregó una gota de agua, se le colocó un cubreobjetos sobre el colorante, se selló la preparación y se observó al microscopio.

### 5.3.5 Actividad lipasa

A los hongos aislados se les determinó la actividad lipasa, que consistió en preparar el medio base (Tabla 5.3) y la emulsión lipoidal (Tabla 5.4) licuada durante 1 min, ambos compuestos se esterilizaron además de 50 ml de agua destilada y una probeta de vidrio de 100ml durante 15 min a 121 °C. Posteriormente, se pesaron 50 mg de rodamina (R) y se agregaron en los 50 ml de agua destilada estéril. Después se tomaron 20 ml de la solución de rodamina (Bio Basic), se agregaron a la emulsión lipoidal estéril y se agitaron. De esta mezcla se tomaron 50 ml y se agregaron al medio base estéril. Finalmente la mezcla anterior se vertió en cajas Petri para su posterior utilización. Las cajas Petri se inocularon por estría y picadura con cada uno de los hongos aislados, se dejaron incubar a 25±2 °C, durante 7 días. Diariamente se observó el crecimiento para determinar la actividad lipasa mediante el uso de luz Ultravioleta, considerando como resultado positivo la presencia de fluorescencia. Los experimentos se realizaron por triplicado para todos los hongos.

Tabla 5.3.- Preparación de 450 ml del medio base, pH 7

<b>Reactivo</b>	<b>g/ 450 ml</b>
Caldo nutritivo (Bioxon)	4.5
Extracto de levadura (Bioxon)	1.25
Agar bacteriológico (Dibico)	10

Tabla 5.4.- Preparación de emulsión lipoidal

<b>Reactivo</b>	<b>Cantidad</b>
Aceite de oliva (Ybarra)	30 ml
Tween 80 (Sorbitan)	250 µl
H <sub>2</sub> O destilada	50 ml

### **5.3.6 Conservación de aislados**

Se utilizó la técnica de preservación en glicerol. De todos los hongos aislados se obtuvieron cultivos puros, los cuales se ajustaron a una concentración de 100 esporas/ml en solución Tween 80. Estas soluciones se sembraron por extensión en cajas Petri con PDA, y se incubaron a  $25 \pm 2$  °C de 2 a 5 días, hasta observar colonias individuales. Mediante la técnica de inoculación por trasplante, se cortaron trozos de agar que contuvieran una sola colonia, se transfirieron a cajas Petri con PDA, y se incubaron a  $25 \pm 2$  °C durante 21 días. De este cultivo, se cortaron trozos de PDA de aproximadamente  $1\text{cm}^3$  de cada hongo aislado y se colocaron en viales criogénicos con 1 ml de glicerol (Chemika) al 10%. Los viales se almacenaron a  $-20$  °C (Tor-rey), en el Laboratorio L6 del Instituto de Biotecnología de la F. C. B. de la U. A. N. L., hasta ser utilizados en experimentos posteriores.

## 5.4 Tolerancia a Cr (VI)

Se determinó la tolerancia de los hongos aislados a la presencia de Cr (VI) de acuerdo a la metodología descrita en el punto 5.2.2. En este caso, el crecimiento se observó al 3er, 5to y 7mo día de incubación. Los experimentos se realizaron por triplicado para todos los aislados.

## 5.5 Cinéticas de remoción de Cr (VI)

### 5.5.1 Biomasa activa

Del ensayo de tolerancia al Cr (VI), se seleccionaron dos aislados de hongos. La preparación del inóculo se realizó a partir de cultivos de 15 a 20 días de incubación y se ajustó a una concentración de  $1 \times 10^6$  esporas/ml. Se inocularon 1 ml de ambas soluciones en matraces Erlenmeyer de 250 ml conteniendo 50 ml de medio de cultivo (Tabla 5.5). Se consideró como control un medio de cultivo sin inocular. Los matraces se incubaron en agitación rotatoria (Controlled Environment Incubator Shaker) a  $25 \pm 2$  °C y 200 rpm. Después de 72 h de incubación se les adicionaron 5.25 ml de  $K_2Cr_2O_7$  [1000 mg/ml] a todos los matraces, posteriormente se tomaron muestras de 2 ml, cada 24 h durante 144 h. Los experimentos se realizaron por triplicado para ambos aislados.

Tabla 5.5.- Medio de cultivo

Reactivo	(g/L)
Sacarosa (Bioxon)	40
$KH_2PO_4$ (J. T. Baker)	4
$Na_2HPO_4$ (Ctr)	6
NaCl (Ctr)	1
$NH_4Cl$ (Chemika)	1
$MgSO_4$ (Ctr)	0.75
$CaCl_2$ (Jalmek)	1
Cisteína (Miller)	0.5
Ácido cítrico (Productos Químicos Monterrey)	3
Extracto de levadura (Bioxon)	1.5

## **5.5.2 Biomasa inactiva**

### **5.5.2.1 Producción de biomasa**

Éste ensayo se realizó para todos los aislados de hongos. Cada uno de los hongos se creció en matraces Erlenmeyer de 500 ml con 200 ml de medio de cultivo (Tabla 5.5), y se incubó (Controlled Environment Incubator Shaker) a 150 rpm, 26°C, durante 7 días. Posteriormente, se filtró la biomasa, se secó en un horno de secado (Horno Arsa) a 50° C durante 3 días, y en seguida se pulverizó la biomasa, para las cinéticas posteriores de remoción.

### **5.5.2.2 Cinética de remoción**

Se preparó una solución de  $K_2Cr_2O_7$  [50 mg/L] (Fermont), para la cual se disolvieron 0.075g de la sal en 1.5 L de agua destilada.

De la biomasa pulverizada se colocaron 0.5 g en matraces Erlenmeyer de 125 ml con 50 ml de solución de dicromato de potasio [50 mg/L], y se colocaron en agitación rotatoria (MAXQ 800, Thermo Scientific) a 150 rpm a  $25 \pm 2^\circ$  C. Se colectaron muestras de 1 ml, cada 15 min durante 2 h, después cada 12 h, hasta completar 48 h. Las muestras se centrifugaron a 13000 rpm por 3 min para recuperar el sobrenadante, el cual se conservó en congelación para su posterior análisis (determinación de Cr VI). Al finalizar el ensayo, el contenido resultante de cada matraz se filtró para recuperar la biomasa para su posterior análisis (Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FT-IR)). Los experimentos se realizaron por triplicado para todos los aislados. Los datos obtenidos del análisis de las muestras se sometieron a un ajuste de tres modelos cinéticos (difusión intraparticular, pseudo-primer-orden y pseudo-segundo-orden).

## **5.6 Isotermas**

En éste análisis se utilizaron seis aislados de hongos del ensayo de biomasa inactiva. Las condiciones evaluadas fueron 8 diferentes concentraciones de Cr (VI) (Tabla 5.6), y tres temperaturas (10°, 25° y 40° C). Se depositó 0.1 g de biomasa en tubos Corning de 15 ml, con 10 ml de la solución correspondiente de Cr (VI), y se colocaron en agitación rotatoria (MAXQ 400, Thermo Scientific) a 150 rpm, en la temperatura correspondiente,

durante el tiempo de remoción de cada hongo. Al finalizar los tubos se centrifugaron a 13000 rpm por 5 min, para recuperar el sobrenadante, el cual se conservó en congelación para su posterior análisis (determinación de Cr VI). Los experimentos se realizaron por triplicado para los seis aislados y como control se utilizó la solución sin biomasa. Los datos obtenidos del análisis de las muestras se analizaron con dos modelos isotérmicos (Langmuir y Freundlich).

Tabla 5.6. Preparación de 400 ml de las soluciones de Cr (VI)

Concentración [mg/L]	Volumen (ml)	
	H <sub>2</sub> O destilada	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> [1000 mg/L]
10	396	4
25	390	10
50	380	20
100	360	40
150	340	60
200	320	80
250	300	100
400	240	160

## 5.7 Métodos analíticos

### 5.7.1 Determinación de la concentración de Cr (VI)

La cuantificación del Cr (VI) se llevó a cabo con el método de Difenilcarbazida. Para lo cual se procedió a realizar una curva de calibración con diferentes concentraciones del metal K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (Tabla 5.7). En tubos eppendorf de 2 ml se depositaron 1000 µl de mezcla ácida (Tabla 5.8), 800 µl de la muestra y 120 µl de H<sub>2</sub>O destilada. Después éste contenido se transfirió a una celda espectrofotométrica, y se le agregó 80 µl de difenilcarbazida (Dalmek) antes de hacer la lectura (Tabla 5.9). Las lecturas se realizaron en el espectrofotómetro UV-Visible (Evolution 60S, Thermo Scientific), a una longitud de onda de 540 nm.



Tabla 5.7.- Curva de calibración de Cr (VI)

Concentración [mg/L]	Volumen ( $\mu$ l)	
	H <sub>2</sub> O destilada	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> [50 mg/L]
0	600	0
2.5	570	30
5	540	60
10	480	120
15	420	180
20	360	240
40	120	480
50	0	600

Tabla 5.8.- Preparación de 200 ml de mezcla ácida

Reactivo	(ml)
H <sub>2</sub> O destilada	190
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (Fermont)	3
H <sub>3</sub> PO <sub>3</sub> (CTR)	6
HCl (Fermont)	1

Tabla 5.9.- Preparación de difenilcarbazida

Reactivo	Cantidad
Difenilcarbazida (Dalmek)	0.02 g
Acetona (CTR)	10 ml

### 5.7.2 Análisis de la composición química de los hongos utilizando Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FT-IR)

La biomasa obtenida en el ensayo de cinética con biomasa inactiva se analizó por la técnica de FT-IR utilizando un equipo iS10 Nicolet, Thermo Scientific. Se trabajó en modo de reflectancia total atenuada (ATR) con control de temperatura de 25 – 200°C.

Primero se realizó un espectro del ruido de fondo (background) mediante la recogida de un interferograma, seguido de un procesamiento de los datos mediante una conversión de la transformada de Fourier. Este espectro de ruido de fondo tiene en cuenta el funcionamiento de la fuente, interferómetro y el detector. Este espectro también incluye la contribución de la humedad del ambiente (dos líneas irregulares en torno a  $3600\text{cm}^{-1}$  y  $1600\text{cm}^{-1}$ ) y dióxido de carbono (doblete de  $2360\text{cm}^{-1}$  y un pico agudo a  $667\text{cm}^{-1}$ ) presentes en el sistema óptico.

A continuación se realizó un espectro de rayo único que contiene la absorción de las bandas de las muestras y del ruido de fondo (aire y disolvente). La relación entre el espectro de rayo único de la muestra frente al espectro de rayo único del ruido de fondo proporciona el espectro de doble rayo de la muestra.

## CAPÍTULO VI

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 6.1 Pruebas preliminares

Las pruebas preliminares realizadas consistieron en caracterizar el consumo de azúcares y tolerancia a Cromo (VI) durante el crecimiento de las dos cepas fúngicas de la colección del Instituto de Biotecnología, *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp.

##### 6.1.1 Azúcares reductores

Se determinó el tiempo que tardan ambos hongos en consumir su fuente de carbono cuantificando azúcares reductores del medio, en éste caso, dextrosa. Como resultado *Aspergillus* sp. mostró que a las 24 horas empieza a disminuir la cantidad de azúcar en el medio, y a las 60 horas alcanzó su consumo máximo de dextrosa, disminuyendo casi en su totalidad. Para *Beauveria* sp. se observó un primer consumo a partir de las 24 horas, y a las 36 horas se mantuvo ligeramente constante hasta las 96 horas donde vuelve a disminuir la concentración del azúcar en el medio. Al finalizar el experimento, *Beauveria* sp. no alcanzó a consumir la totalidad de la dextrosa (Fig 6.1).

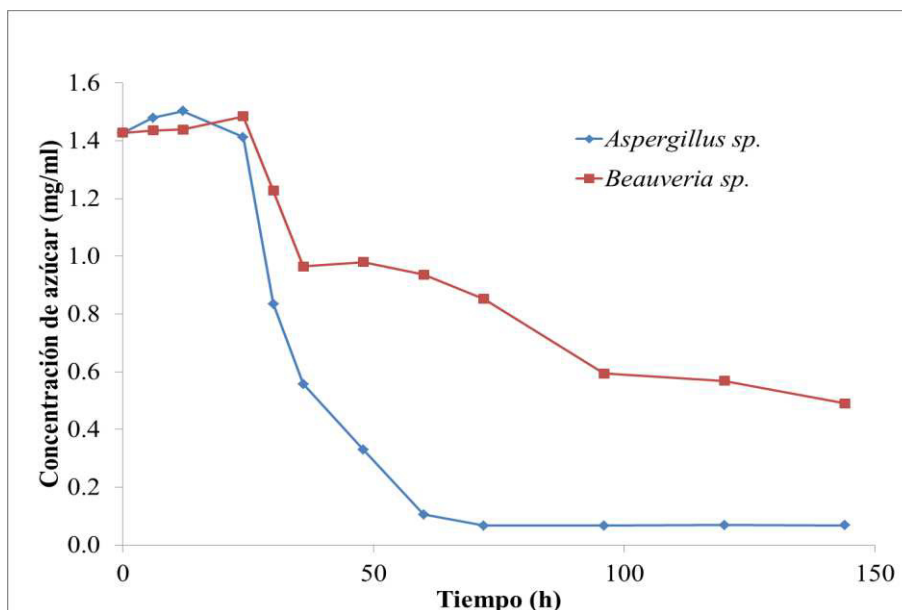


Figura 6.1.- Consumo de la fuente de carbono por *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp.

Los azúcares, en específico la dextrosa, es utilizada por la mayoría de los hongos como fuente de carbono y energía. Varios autores han informado que los géneros *Fusarium*, *Aspergillus* y *Penicillium* usan dextrosa en diferentes procesos metabólicos (Beyer et al. 2004; Costa and Nahas 2012; Daynes, McGee, and Midgley 2008; Olsson et al. 1994; Panagiotou et al. 2008). En la mayoría de los hongos, la dextrosa juega un papel central en el metabolismo.

Existen varios transportadores conocidos capaces de introducir el azúcar simple tal como hexosa y pentosa en la célula para la posterior fosforilación y conversión en principalmente biomasa y CO<sub>2</sub> (Hamad et al. 2015).

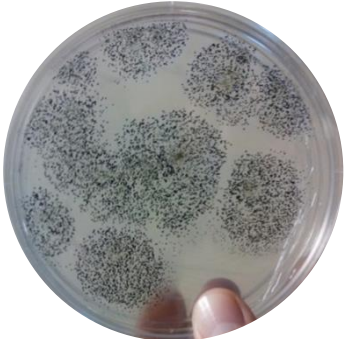
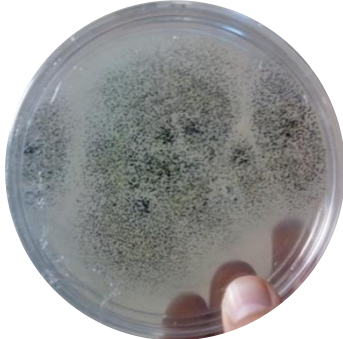
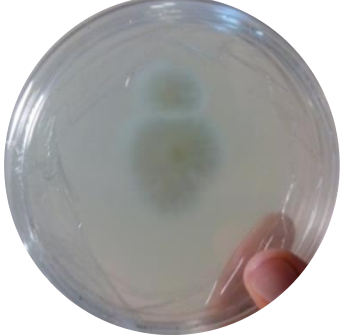
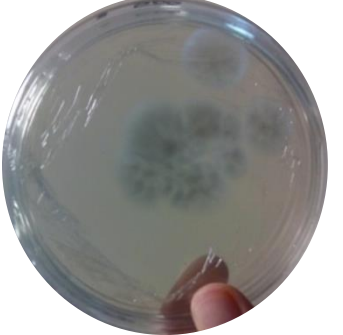
Hongos como *Aspergillus niger* están equipados para utilizar el azúcar como única fuente de carbono y energía para el crecimiento celular, metabolismo, aumento de colonias enteras, producción de biomasa y reducción del nivel de carbohidratos en el ambiente circundante (Hamad et al. 2015; Sharma and Gupta 2012).

Hamad et. al. menciona que existen tres factores que afectan la utilización de sacáridos como fuente de carbono y energía: (1) la disponibilidad física de azúcar, (2) la condición de cultivo, y (3) la adaptación de la cepa en el sustrato (Hamad et al. 2015).

### **6.1.2 Tolerancia al Cr (VI)**

En el monitoreo de la tolerancia de *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp. al Cr (VI), ambos hongos mostraron crecimiento en todas las cajas de Petri con las diferentes concentraciones tratadas (0, 10, 50, 75, 100, 125, 250 y 500 mg/L), en la Tabla 6.1, se reporta el crecimiento obtenido a los 7 días de incubación, en contacto con 500 mg/L del Cr (VI) y se compara con el control. Se puede observar que no existe una disminución notoria en el crecimiento micelial de *Aspergillus* sp., pero en lo que si se observa diferencia es en la esporulación, siendo mayor en el control que en presencia del Cr (VI). Para *Beauveria* sp., el crecimiento micelial y la esporulación fue similar tanto en el control como en presencia del Cr (VI).

Tabla 6.1.- Tolerancia de *Aspergillus* sp. y *Beauveria* sp. al Cr (VI) a los 7 días de crecimiento

Hongo	Control	$K_2Cr_2O_7$ [500 mg/L]
<i>Aspergillus</i> sp.		
<i>Beauveria</i> sp		

## 6.2 Aislamiento de cepas fúngicas de suelos

### 6.2.1 Muestreo

Se colectaron dos muestras compuestas de suelo en cada uno de los municipios. (Tabla 6.2).

Tabla 6.2.- Ubicación de sitios muestreados

N° de muestra compuesta	Municipio	Ubicación	
		Latitud	Longitud
1	San Nicolás de los Garza	N 25°45'45.128"	O 100°18'8.378"
2	San Nicolás de los Garza	N 25°45'43.545"	O 100°15'42.824"
3	Cd. General Escobedo	N 25°46'52.305"	O 100°17'18.763"
4	Cd. General Escobedo	N 25°47'42.889"	O 100°17'22.08"
5	Monterrey	N 25°41'1.627"	O 100°18'45.133"
6	Monterrey	N 25°41'2.488"	O 100°16'51.686"
7	Guadalupe	N 25°40'44.851"	O 100°15'42.649"
8	Guadalupe	N 25°39'41.232"	O 100°14'3.327"

### 6.2.2 Aislamiento

El proceso de aislamiento se realizó por duplicado (I y II), y resultó con un total de 22 hongos, de los cuales 5 se obtuvieron del municipio de San Nicolás, 3 de Ciudad General Escobedo, 6 de Monterrey y 8 de Guadalupe, NL, Mx (Tabla 6.3).

A los hongos aislados se les asignó una clave alfa numérica, que consistió en lo siguiente: número romano correspondiente a la repetición del aislamiento (I-II), número arábigo dependiendo de la muestra de suelo compuesta (1-8), y número decimal en caso de haber aislado más de un hongo en una misma muestra (0.1-0.3).

Tabla 6.3.- Hongos obtenidos de las diferentes muestras

Municipio	Hongos aislados
San Nicolás de los Garza	II1, II1.1, II1.2, II2, II2.1
Cd. General Escobedo	I3, I4, II4.1
Monterrey	I5, I6, II5, II5.1, II6, II6.1
Guadalupe	I7, I8, II7, II7.1, II8, II8.1, II8.2, II8.3

## 6.2.3 Caracterización de los aislados fúngicos

### 6.2.3.1 Morfología macroscópica y microscópica

En los 22 aislados se observaron morfologías diversas, por lo cual se separaron en 8 grupos:

Grupo 1.- Dentro de la primera morfología a describir, 12 hongos (I5, I6, I8, II2, II2.1, II5, II6, II6.1, II8, II8.1, II8.2, II8.3) compartieron características, variando únicamente en el tiempo de crecimiento y coloración de las colonias. En general, macroscópicamente, presentaron en un principio colonias lisas, y con el paso del tiempo, se mostraron algodonosas, la coloración fue en tonos morados (Figuras 6.2-6.6) y blancos (Figuras 6.7-6.13). En las observaciones al microscopio, mostraron hifas septadas, hialinas (Figuras 6.3-6.5, 6.7-6.12), macroconidios septados, ovalados o en forma de media luna, con los extremos puntiagudos (Fig. 6.6), microconidios hialinos, ovalados (Figuras 6.2, 6.3, 6.5-6.8, 6.10 y 6.13), también exhibieron clamidosporas hialinas, de manera aislada, en pareja o en grupo (Figuras 6.2, 6.3, 6.8 y 6.12). Las características anteriores, coinciden con el género de *Fusarium*, el cual de acuerdo con diversos reportes, produce colonias lanudas a algodonosas, el color de la colonia puede ser blanco, crema, café, salmón, canela, amarillo, rojo, violeta, rosa o morado; y el reverso, puede ser incoloro, moreno, blanco, rojo, púrpura oscuro o marrón. Las especies del género pueden producir tres tipos de esporas asexuales llamadas macroconidios, microconidios y clamidosporas. Los macroconidios son hialinos, largos, septados, y generalmente en forma de hoz, la mayoría con una célula apical alargada. Los microconidios se forman en conidióforos simples largos o cortos, pueden tener dos núcleos, son hialinos, y pueden ser ovoides, rectos, curvos, lisos o cilíndricos. Las clamidosporas, cuando están presentes, son escasas y crecen de manera aislada, en pares, grumos o cadenas. Pueden ser de paredes gruesas, hialinas, globosas, intercalares o terminales (Departamento de microbiología UNLP 2010; Dhoro 2010; Guria, Guha, and Bhattacharyya 2014).

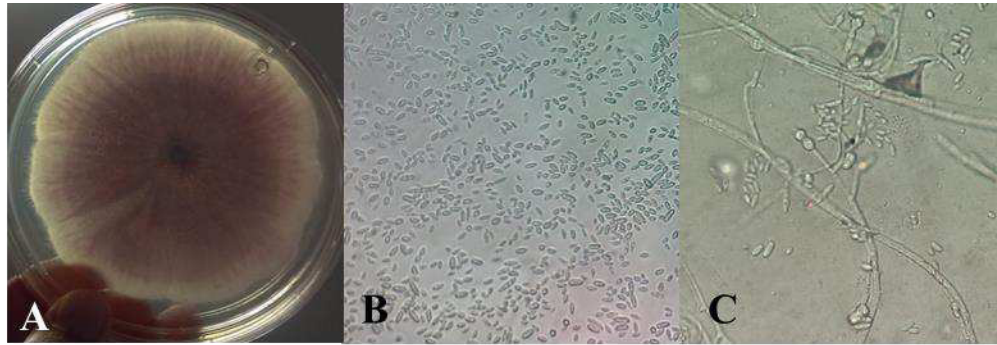


Figura 6.2.- Hongo aislado I5, donde A) Colonia de color morado y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios ovalados en 40x, C) Clamidosporas en pares, 40x.

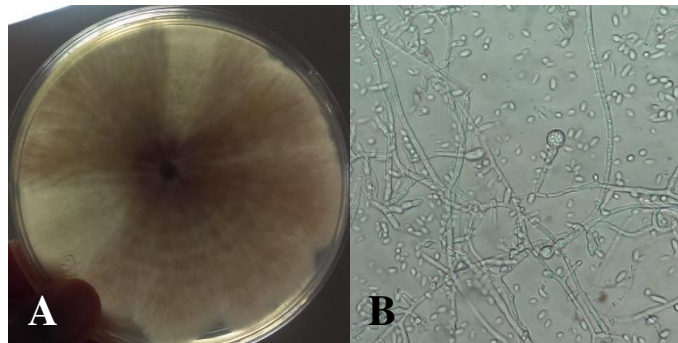


Figura 6.3.- Hongo aislado I6, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, con el centro en tono morado, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas, ramificadas, microconidios ovalados, hialinos, clamidosporas, 40x.

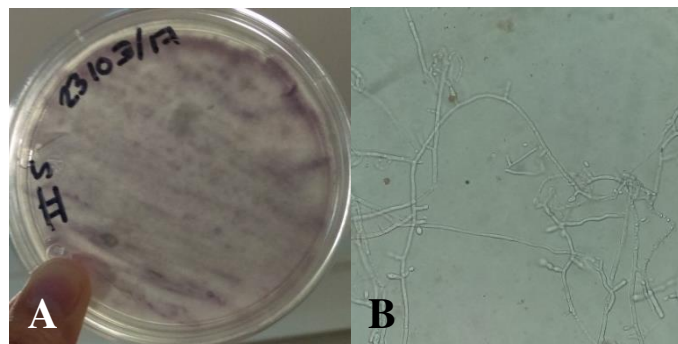


Figura 6.4.- Hongo aislado II5, donde A) Colonias de color morado y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x



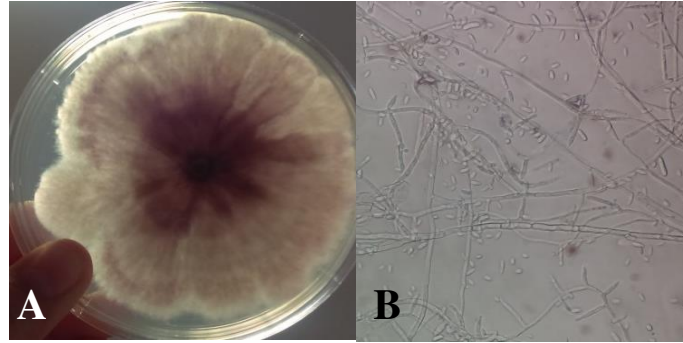


Figura 6.5.- Hongo aislado II6, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, de color morado desde el centro hacia los extremos, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, microconidios hialinos y ovalados, 40x

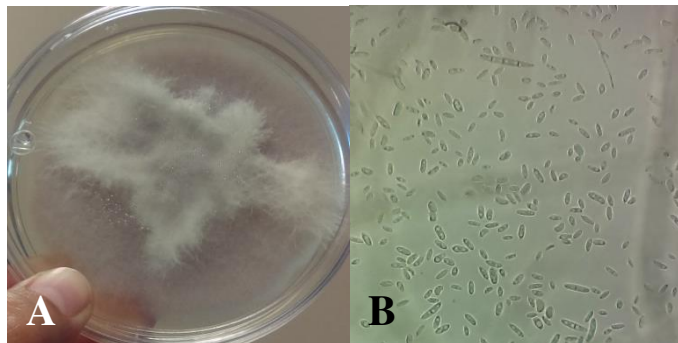


Figura 6.6.- Hongo aislado II6.1, donde A) Colonia de aspecto algodonoso, con crecimiento hacia la tapa de la caja de petri de color blanco y el fondo de color morado, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios hialinos, ovalados, macroconidios septados, 40x.

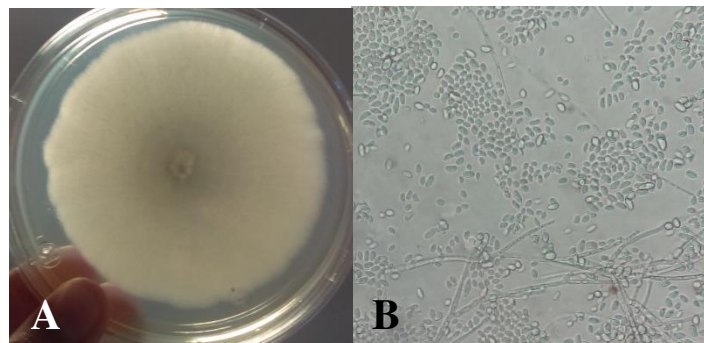


Figura 6.7.- Hongo aislado I8, donde A) Colonia de color blanco y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios ovalados, hialinos, e hifas, en 40x

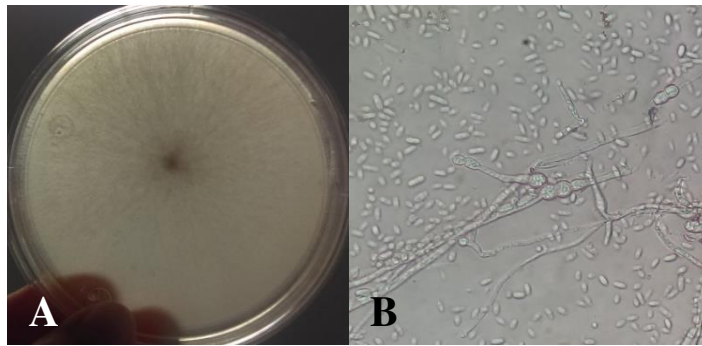


Figura 6.8.- Hongo aislado II2, donde A) Colonia de color blanco y aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Clamidosporas en pares, microconidios hialinos y ovalados, hifas hialinas y septadas, 40x.

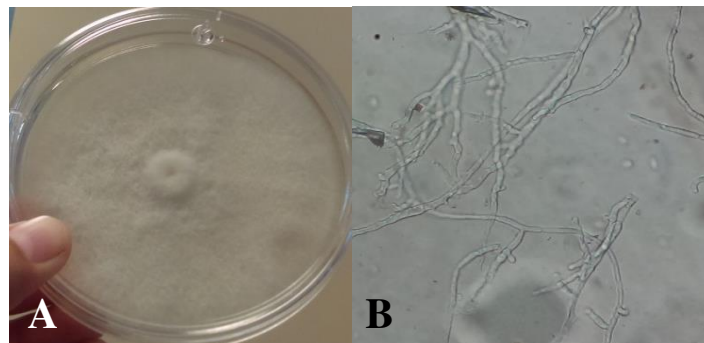


Figura 6.9.- Hongo aislado II2.1, donde A) Colonia blanca de aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x

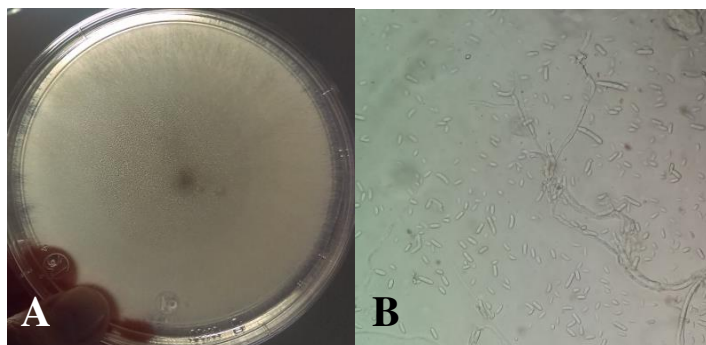


Figura 6.10.- Hongo aislado II8, donde A) Colonia de aspecto algodonoso y de color blanca, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, microconidios hialinos y ovalados, 40x

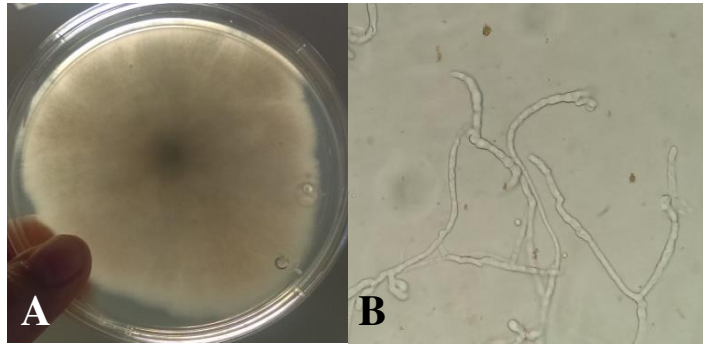


Figura 6.11.- Hongo aislado II8.1, donde A) Colonia algodonosa, blanca, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas y ramificadas, 40x.

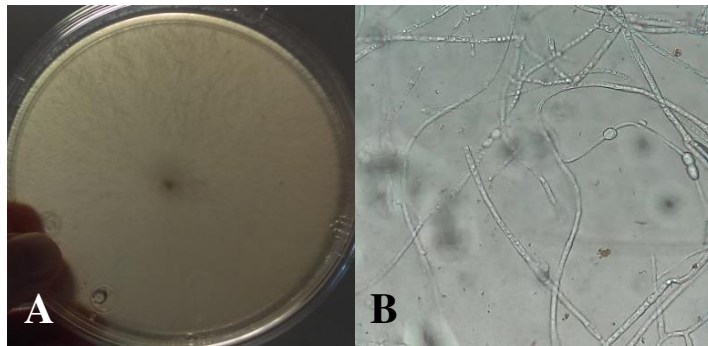


Figura 6.12.- Hongo aislado II8.2, donde A) Colonia blanca de aspecto algodonoso, a 7 días de crecimiento, B) Hifas hialinas, septadas, clamidosporas en pares, 40x.

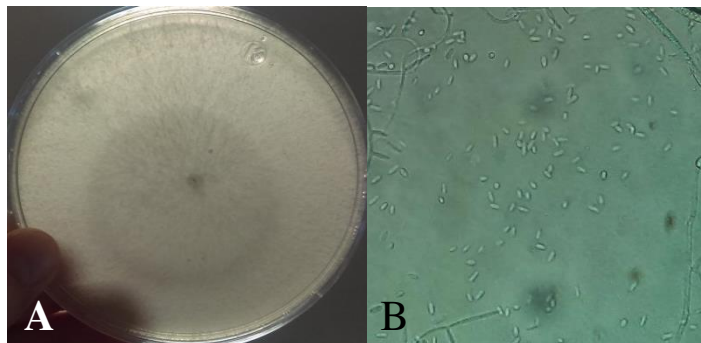


Figura 6.13.- Hongo aislado II8.3 donde A) Colonia de aspecto algodonoso, blanca, a 7 días de crecimiento, B) Microconidios hialinos, ovalados, 40x.

Grupo 2.- Cuatro hongos (I3, I4, II5.1, II7), compartieron características morfológicas entre sí. En las observaciones macroscópicas, el micelio tenía aspecto vellosito y el color de las colonias fue beige, y después de 3 días, se tornaron café oscuro, mostraron ser de crecimiento rápido, cubriendo la superficie del medio a los 4 días de crecimiento, también el micelio mostró altura, llegando a tocar la tapa de la caja de Petri (Figuras 6.14-6.17). De manera microscópica, se observaron esporas de gran tamaño, redondas y de color café (Figuras 6.14-6.17), también se logró observar el esporangióforo (Figuras 6.14 y 6.15). Al comparar con diferentes autores las características antes mencionadas, se encontró similitud con el género *Mucor*, para el cual las colonias crecen rápidamente, se expanden, son peludas y blanquecinas. Los esporangióforos son hialinos, de hasta 2 mm de alto, de 10-20  $\mu\text{m}$  de ancho, ramificados de manera simpodial y monopodial, derivados de abundantes hifas ramificadas, ramas que terminaban en un esporangio. Esporangios esféricos, de hasta 100  $\mu\text{m}$  de diámetro; membrana difluente; columela esférica, elipsoidal o cilíndrica, de unos 40  $\mu\text{m}$  de ancho, con apófisis. Las esporangiosporas son hialinas, de paredes lisas, variables, de subesféricas a elipsoidales, 3-11  $\times$  2-7  $\mu\text{m}$  (Lu et al. 2013).

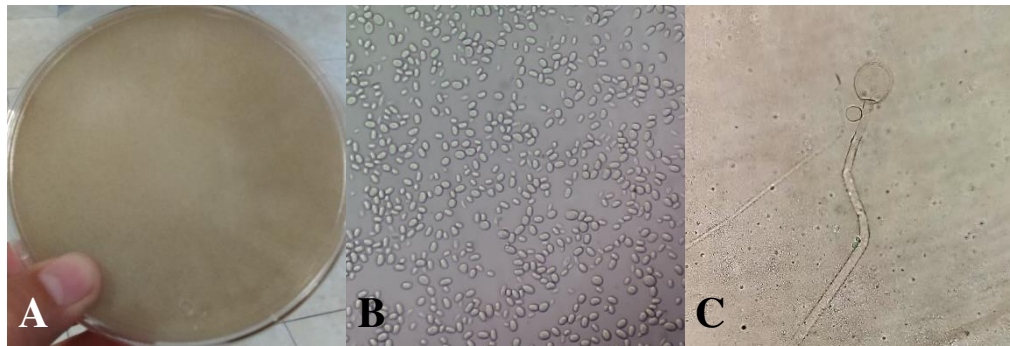


Figura 6.14.- Hongo aislado I3, donde A) Colonias de aspecto vellosito color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x, C) Conidióforo, 40x.

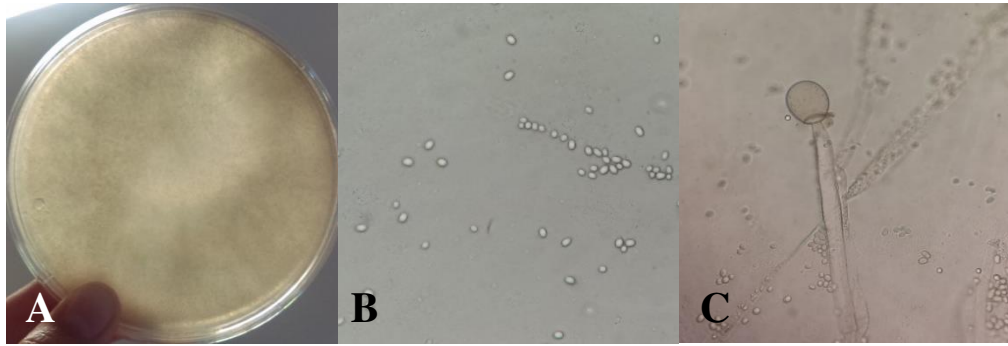


Figura 6.15.- Hongo aislado I4, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x, C) Conidióforo, 40x.

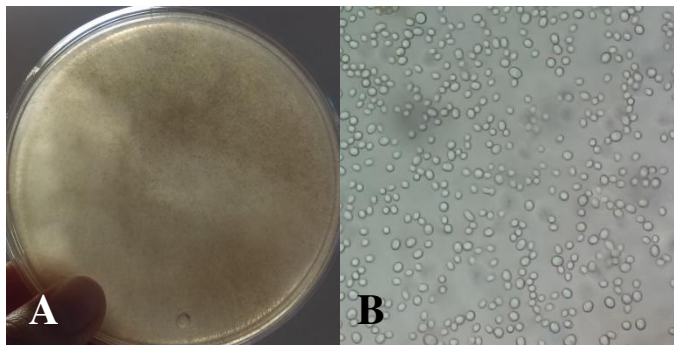


Figura 6.16.- Hongo aislado II5.1, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x.

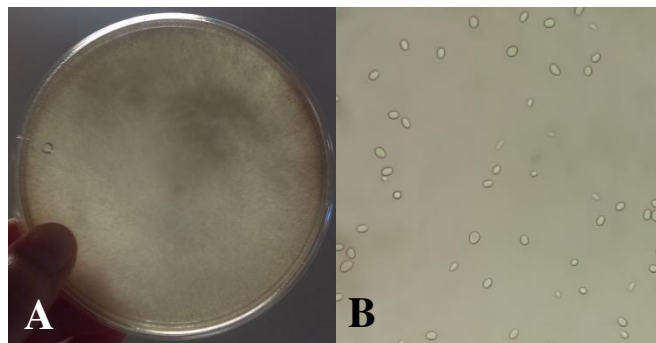


Figura 6.17.- Hongo aislado II7, donde A) Colonias de aspecto veloso color café, observadas a los 7 días de crecimiento, B) Esporas ovaladas, hialinas, de gran tamaño, 40x.

Grupo 3. El hongo aislado I7 presentó colonias de aspecto aterciopelado, en tonos claros, y durante su crecimiento, pasaban a color amarillo y después tonos café (Fig. 6.18). Dentro de las características microscópicas se observaron conidios redondos, hifas septadas y conidióforo (Fig. 6.18).

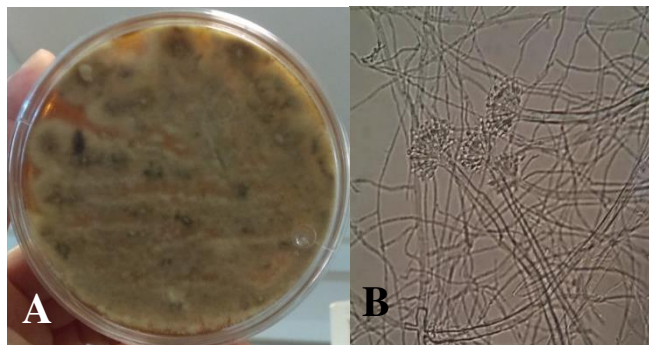


Figura 6.18.- A) Colonias de color amarillo con puntos negros, medio pigmentado de color amarillo, a 7 días de crecimiento, B) Hifas septadas, hialinas, conidióforos, 40x.

Grupo 4.- El hongo aislado III presentó colonias algodonosas, blancas, y durante su crecimiento, pasaron a color amarillo y negro (Fig. 6.19). En las características microscópicas se observaron conidios redondos, hifas septadas y conidiofóro (Fig. 6.19).

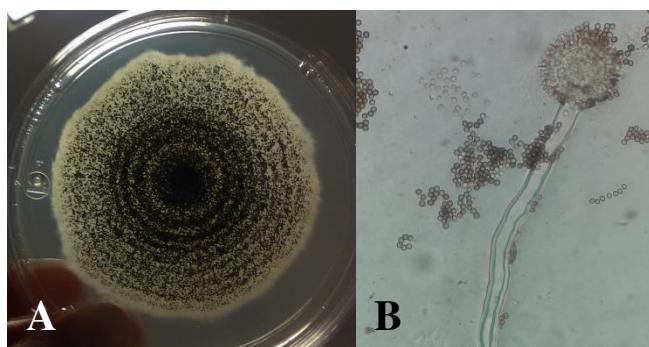


Figura 6.19.- A) colonia de color amarillo, con puntos negros, de aspecto algodonosa, 7 días de crecimiento, B) Esporas color café, circulares, conidiofóro, 40x,

De acuerdo a la literatura los hongos aislados I7 y III pertenecen al género de *Aspergillus*, dentro de éste género, las especies se diferencian en tamaño de las colonias, tasa de crecimiento, textura (aterciopelada, granular, algodonosa) y color (verde-amarillento, negro, marrón). La coloración aparece casi siempre debido a las estructuras aéreas, tanto en el micelio como en las cabezas conidiales, y justamente estas últimas varían entre especies (Seguridad e Higiene Instituto Nacional 2012).

Grupo 5.- El hongo aislado III.1 presentó colonias de color amarillo, verde, y de aspecto polvoso (Fig. 6.20). En las características microscópicas se observaron esporas redondas, hifas septadas y conidiofóro (Fig. 6.20). Las características coinciden con lo

descrito en la literatura para el género de *Trichoderma*, del cual la mayoría de sus cultivos crecen rápidamente a 25 °C, parches dispersos de verde azulado o amarillo-verde se hacen observables cuando se forman conidios, generando anillos concéntricos. El reverso de las colonias es pálido, moreno o amarillento (Hui 2013). Las especies de *Trichoderma* suelen formar hifas septadas, hialinas y de pared lisa (Gams and Bissett 2002). Cuentan con conidióforos ramificados. Normalmente, las ramas se forman en ángulo cerca de 90° con respecto a la rama principal. Las ramas emparejadas asumirán una estructura piramidal. El conidióforo típico termina en fialides que suelen surgir directamente desde el eje próximo a la punta (Hui 2013; Samuels 2006). Los conidios son unicelulares y elipsoidales o globosas. Son típicamente verdes, a veces incoloros, grisáceos o parduscos. Sus superficies son típicamente lisas, pero se pueden encontrar conidias rugosas (Gams and Bissett 2002; Hui 2013). Las clamidosporas normalmente se encuentran como células vegetativas de paredes gruesas y agrandadas con el citoplasma condensado (Lin and Heitman 2005). Estas clamidosporas unicelulares, globosas a subglobosas se forman dentro de las hifas o en las puntas de las hifas. Típicamente, son incoloras, de color amarillo pálido o verdoso (Gams and Bissett 2002; Hui 2013; Samuels 2006).

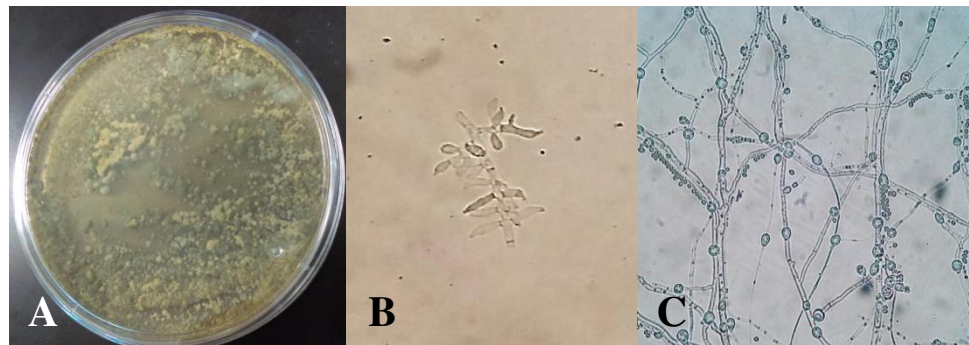


Figura 6.20.- A) Colonias de aspecto polvoso, de color verde y amarillo, a 7 días de crecimiento, B) Conidióforo ramificado, con fialides en forma de botella, 40x, C) Clamidosporas entre las hifas, 40x.

Grupo 6.- En el hongo aislado III.2 las colonias fueron blancas, algodonosas, y durante su crecimiento presentaron gotas de color verde oscuro (Fig 6.21). En las características microscópicas se observaron esporas cilíndricas, hifas septadas y conidiofóros (Fig. 6.21). Éstas características coinciden con la información que

proporcionan diferentes autores para el género *Myrothecium*, para el cual, las colonias son de color blanco en el área periférica y de color amarillento en el área central. Después de un tiempo de incubación aparecen algunos puntos de color verde claro, volviéndose a verde oscuro y negro después de algunos días. Las fialides miden entre 8,9 - 12 x 1,2 - 2,3  $\mu\text{m}$ . Las conidias de 5 ~ 6 x 1 ~ 1,2  $\mu\text{m}$  de tamaño y de forma cilíndrica con extremos redondeados, de color variable de hialino a verde (Kwon et al. 2014; Quezado Duval et al. 2010).

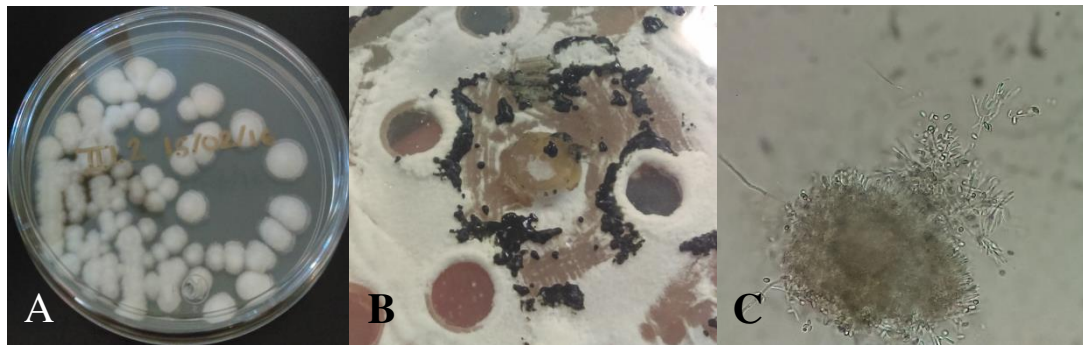


Figura 6.21.- A) Colonias de aspecto algodonoso, color blancas, a 7 días de crecimiento, B) Cumulo de esporas, formando exudado color verde, C) Conidióforo hialino, ramificado, esporas cilíndricas, hialinas, 40x.

Grupo 7.- En el hongo aislado II4.1 las colonias fueron de aspecto aterciopelado, con coloraciones café y verde, y durante su crecimiento, se tornaban a colores mas oscuros (Fig. 6.22). Dentro de las características microscópicas se observaron conidios con septos transversales y longitudinales, hifas septadas y conidiofóros (Fig. 6.22). De acuerdo con distintos trabajos, se encontró similitud con el género *Alternaria*, cuyas colonias son de crecimiento rápido (tres o cuatro días) y macroscópicamente presentan un aspecto vellosa, al principio de color gris, después adquieren tonos negros oliváceos en el centro y reverso y con un borde gris blanquecino que rodea la colonia. La producción de conidios grandes, multicelulares, oscuros (melanizados) con septos longitudinales y transversales, conocidos como dictiosporas. Estos conidios son más amplios cerca de la base y se estrechan gradualmente a un pico alargado, se producen en conidioforos cortos y erectos, por la brotación apical de una célula conidiógena o de la espora anterior formando cadenas simples o ramificadas (Carrillo 2002; instituto nacional de salud e higiene en el trabajo 2014; Thomma 2003).



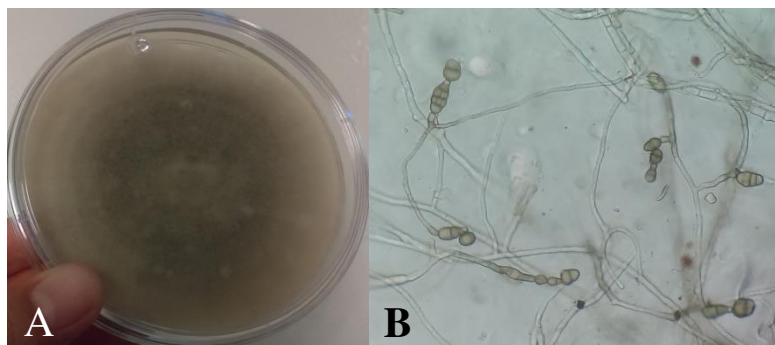


Figura 6.22.- A) Colonias de aspecto aterciopelado, de color verde, café, a 7 días de crecimiento, B) Estructuras pigmentadas, hifas septadas, conidióforos septados, conidios con septos transversales y longitudinales, 40x

Grupo 8.- En el hongo aislado II7.1 las colonias fueron algodonosas y de rápido crecimiento, llenando la superficie del agar hasta alcanzar la tapa de la caja de Petri, inicialmente de color blanco y durante su crecimiento se tornaron a coloración oscura (Fig. 6.23). Dentro de las características microscópicas se observaron esporas redondas, hifas septadas y conidiofóros (Fig. 6.23). Las características descritas coinciden con lo reportado en la literatura para el género de *Rhizopus*, que abarca a hongos filamentosos con colonias de crecimiento rápido (en tres días) de aspecto consistente, con denso micelio aéreo, algodonosas, al principio blancas, después gris oscuras. Presentan esporangióforos sin ramificar (de hasta 2 mm x 20  $\mu\text{m}$ ), de color pardo oscuro que nacen de un nudo de rizoides bien desarrollados. Presentan esporangios esféricos negros (de hasta 275  $\mu\text{m}$  de diámetro) con columela, las esporangiosporas son negras, de 8 a 15  $\mu\text{m}$  (Revista iberoamericana de micología 2002).

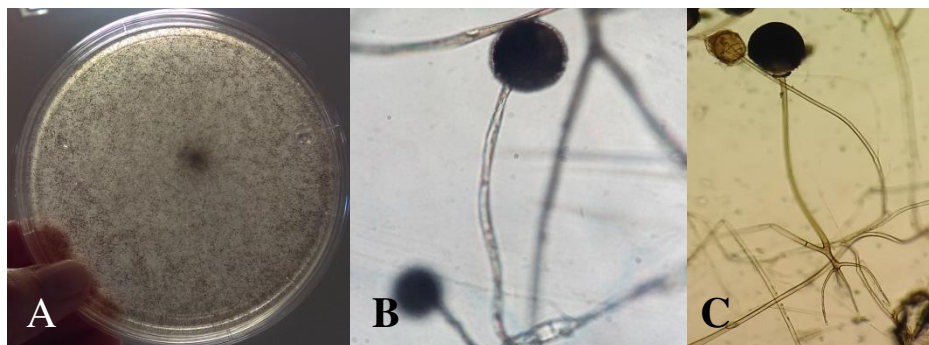


Figura 6.23.- A) Colonias algodonosas, de color blanco, con esporangióforos negros, a 7 días de crecimiento, B) Esporangióforo, 40x, C) Esporangióforo con rizoides, 40x.

### 6.2.3.2 Lipasas

En la determinación de la actividad lipasas, en la tabla 6.4 se muestran los hongos aislados que pertenecen al género de *Fusarium*, los cuales presentaron fluorescencia en su totalidad. En la tabla 6.5 se presentan los hongos correspondientes a los géneros de *Mucor*, *Aspergillus*, *Trichoderma*, *Myrothecium* y *Alternaria*, siendo este último género el que no mostró fluorescencia.

Tabla 6.4.- Actividad lipasas de aislados del genero *Fusarium*.

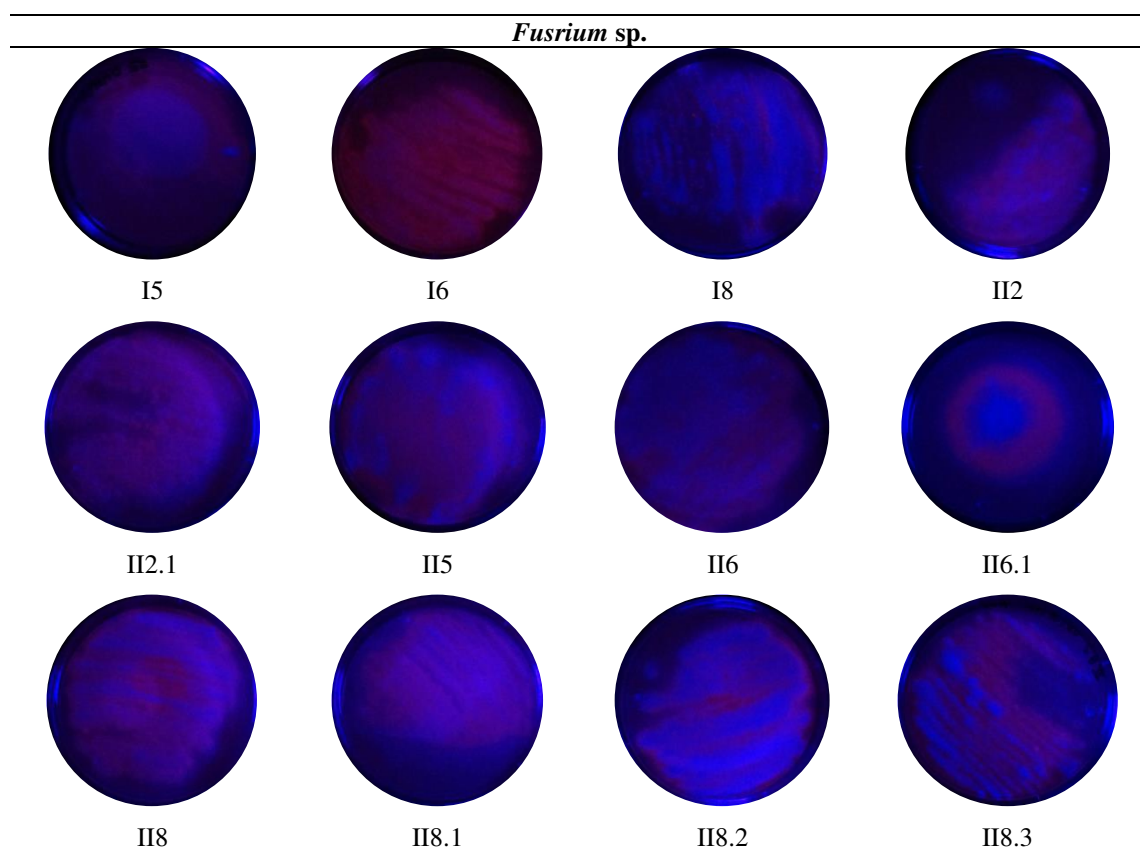
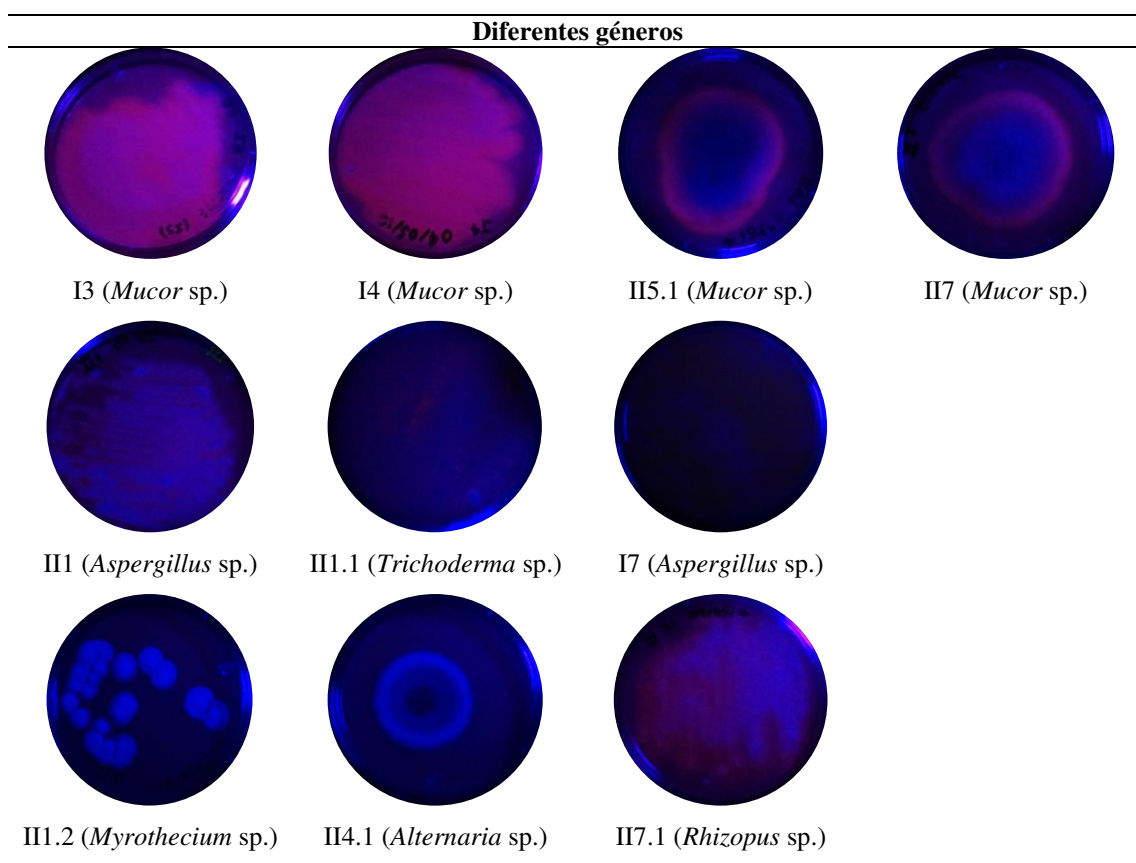


Tabla 6.5.- Actividad lipasas de aislados de diferentes generos de hongos



Las lipasas se definen como triacilglicerol acil hidrolasas (EC 3.1.1.3), son enzimas que catalizan la hidrólisis de triacilglicerol (grasas y aceites) a glicerol y ácidos grasos libres (Gopinath et al. 2013; Singh and Mukhopadhyay 2012). Son ubicuas en la naturaleza y producidos por varias plantas, animales y microorganismos, tales como bacterias levaduras, y hongos. (Gopinath et al. 2013; Hasan, Shah, and Hameed 2006; Mehta, Bodh, and Gupta 2017; Thakur 2012). Las lipasas pueden catalizar una variedad de reacciones químicas que incluyen esterificación, interesterificación, transesterificación, alcoholisis, acidolisis y aminolisis (Gopinath et al. 2013; Mehta, Bodh, and Gupta 2017; Savitha et al. 2007).

A excepción del resultado obtenido con *Alternaria* sp., los hongos aislados concuerdan con lo reportado para la actividad lipasas, entre los cuales se encuentran: *Mucor* spp. (Gopinath et al. 2013; Jensen 1983; Mehta et al. 2017; Singh and Mukhopadhyay 2012; Wouters 1967), *Rhizopus* spp. (Gopinath et al. 2013; Jensen 1983; Mehta et al. 2017;

Prabhakar et al. 2012; Singh and Mukhopadhyay 2012; Sztajer and Maliszewska 1989), *Pencillium* spp. (Gopinath et al. 2013; Mehta et al. 2017; Nwuche and Ogbonna 2011; Petrović et al. 1990; Salihu et al. 2011; Sztajer and Maliszewska 1989), *Acremonium strictum* (Gopinath et al. 2013; Okeke and Okolo 1990), *Candida rugosa* (Gopinath et al. 2013; Wu, Guo, and Sih 1990), *Aspergillus* spp.(Abrunhosa et al. 2013; Gopinath et al. 2013; Gopinath, Hilda, and Anbu 2000; Singh and Mukhopadhyay 2012), *Trichoderma* sp. (Gopinath et al. 2013; Nwuche and Ogbonna 2011), *Aspergillus niger*, *Rhizopus niger* y *Fusarium oxysporum* (Sumathy, Vijayalakshmi, and Deecaraman 2012), *Geotrichum*, *Beauveria*, *Humicola*, *Rhizomucor*, *Fusarium*, *Acremonium*, *Alternaria Eurotrium* y *Ophiostoma* (Mehta, Bodh, and Gupta 2017; Singh and Mukhopadhyay 2012).

La actividad enzimática fue diferente para cada hongo, en la tabla 6.6, se pueden observar los diferentes tiempos de actividad lipasas. Destacan los géneros de *Mucor* (I3, I4, II5.1 y II7) y *Rhizopus* (II7.1), con actividad lipasas en un tiempo de 24 horas. En ese tiempo están reportados *Rhizopus rhizopodiformis* (Cordova et al. 1998; Mehta et al. 2017), *Penicillium restrictum* (Gombert et al. 1999; Mehta et al. 2017) y *Geotrichum* sp. (Burkert, Maugeri, and Rodrigues 2004; Mehta, Bodh, and Gupta 2017).

Tabla 6.6.- Tiempo de actividad lipasas

<b>Tiempo (h)</b>	<b>Hongos aislados</b>
24	I3, I4, II5.1, II7, II7.1
48	I5, I6, II1, II8.3
72	I8, II2, II2.1, II5, II6, II61, II8, II8.1, II8.2
96	I7, II1.1, II6
120	II1.2

### 6.3 Tolerancia a Cr (VI)

En la tabla 6.7, se puede observar que todos los aislados de hongos exhibieron tolerancia en las diferentes concentraciones de Cr (VI) tratadas, mostrando crecimiento uniforme a los 7 días de incubación. Destacando los hongos I5 y II1.2, que presentaron mayor crecimiento con respecto al control a los 3 días en presencia del Cr (VI) a 500 mg/L.

Tabla 6.7.- Resistencia de hongos al Cr (VI) durante su crecimiento en placa

Género	Aislado	[K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> ] (mg/L)							
		0	10	50	75	100	125	250	500
<i>Mucor</i>	I3	++	++	++	++	++	++	++	++
<i>Mucor</i>	I4	+	++	++	++	++	+	+	+
<i>Fusarium</i>	I5	+	+	+	+	+	++	++	++
<i>Fusarium</i>	I6	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aspergillus</i>	I7	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	I8	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aspergillus</i>	II1	++	++	++	++	++	++	++	++
<i>Trichoderma</i>	II1.1	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Myrothecium</i>	II1.2	+	+	+	+	+	+	+	++
<i>Fusarium</i>	II2	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II2.1	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alternaria</i>	II4.1	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II5	++	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mucor</i>	II5.1	++	++	++	++	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II6	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II6.1	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mucor</i>	II7	++	++	++	+	+	+	+	+
<i>Rhizopus</i>	II7.1	++	++	++	++	++	++	++	++
<i>Fusarium</i>	II8	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II8.1	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II8.2	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fusarium</i>	II8.3	+	+	+	+	+	+	+	+

Crecimiento moderado= +; Crecimiento abundante= ++

La tolerancia al cromo hexavalente en el medio varía entre los aislados de hongos. Existen reportes de 500mg/L para *Penicillium* sp y *Paecilomyces* sp. y de 300 mg/L para *Cladosporium* sp y *Fusarium* sp (Sharma and Malaviya 2016); reportes de concentraciones de 350-400 mg/L para *Aspergillus niger* (Arshad and Aishatul 2015); de 800 mg/L para *Penicillium* sp y 512 mg/L para *A. niger* (Jayanthi et al. 2014); y el género *Fusarium* tiene reportes de 1000, 1300 y 5000 mg/L (Ezzouhri et al. 2009; García-Hernández, Villarreal-Chiu, and Garza-González 2017; Iram et al. 2012; Zafar, Aqil, and Ahmad 2007).

## 6.4 Cinéticas de remoción de Cr (VI)

### 6.4.1 Biomasa activa

Se seleccionaron los aislados de los hongos I5 y III.2, a los cuales se les realizó el ensayo de remoción de Cr (VI) con biomasa activa.

Como se puede observar en la tabla 6.8, I5 inició con una concentración de  $49.95 \pm 1.44$  mg/L de  $K_2Cr_2O_7$ , y finalizó con una concentración de  $36.90 \pm 0.34$  mg/L de  $K_2Cr_2O_7$  en el medio de cultivo, mientras que el aislado III.2, inició con  $42.54 \pm 1.31$  mg/L de  $K_2Cr_2O_7$ , y se obtuvo  $1.30 \pm 0.05$  mg/L de  $K_2Cr_2O_7$  como concentración final en el medio.

Tabla 6.8.- Concentración de  $K_2Cr_2O_7$  en el medio de cultivo

Tiempo (h)	[Cr <sup>+6</sup> ] (mg/L)	
	I5 ( <i>Fusarium</i> sp.)	III.2 ( <i>Myrothecium</i> sp.)
0	$49.95 \pm 1.44$	$42.54 \pm 1.31$
24	$43.48 \pm 0.87$	$26.29 \pm 3.43$
48	$41.30 \pm 1.48$	$18.24 \pm 3.21$
72	$39.06 \pm 2.23$	$4.56 \pm 1.67$
96	$37.58 \pm 1.11$	$1.48 \pm 0.00$
120	$36.78 \pm 0.05$	$1.38 \pm 0.09$
144	$36.90 \pm 0.34$	$1.30 \pm 0.05$

Respecto a porcentajes de remoción, en la figura 6.24, se evidencia que el hongo I5 alcanzó un 26.13%, a diferencia del hongo III.2, el cual removió un 96.94% del de  $K_2Cr_2O_7$ . Reportes de remoción de cromo con biomasa activa mencionan a *Aspergillus niger* var *tubingensis* cepa Ed8 con 94% (Coreno-Alonso et al. 2014), *Aspergillus flavus* con 89,76% (Singh and Bishnoi 2015) y *Beauveria bassiana* con 44% (Gola et al. 2016), *Aspergillus flavus* (F4) y *Aspergillus terreus* (F7) con 99% (Qayyum et al. 2016). Experimentos con biomasa activa en cultivo líquido ayudan a los hongos en el proceso de biosorción. Según Liao et al. (2007), en condiciones ideales de agitación se favorece la formación de pellets, los cuales consisten en hifas largas y fibrosas, dispuestas de

manera aleatoria en una red enmarañada, con alta densidad de biomasa y área superficial que mejoran la transferencia de masa y la difusión de la solución de iones metálicos circundantes en pellets (Liao et al. 2007; Moreira, Sanromain, and Lema 1996). Por lo tanto, los iones tienen más posibilidades de contacto con los sitios activos dentro del pellet, aumentando la capacidad de biosorción (Arunakumara and Zhang 2007; Borràs et al. 2008; Fu and Viraraghavan 2002; Morales-Barrera et al. 2008; Mungasavalli, Viraraghavan, and Jin 2007; Vale et al. 2016).

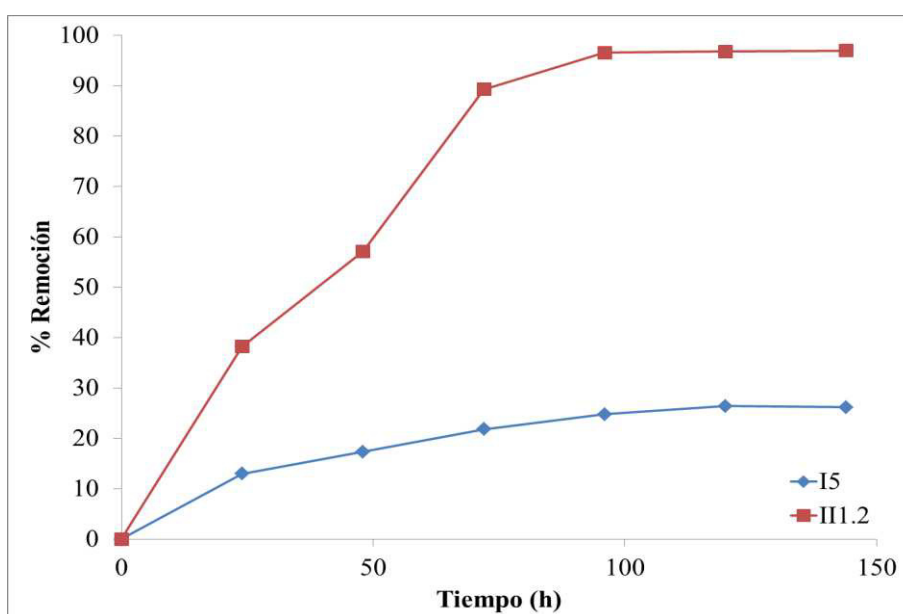


Figura 6.24.- Porcentaje de remoción exhibido por los hongos aislados I5 (*Fusarium* sp) y II1.2 (*Myrothecium* sp).

## 6.4.2 Biomasa inactiva

### 6.4.2.1 Producción de biomasa

Para los ensayos de remoción de cromo hexavalente con biomasa inactiva, primero se realizó la producción de biomasa de cada aislado, como se puede observar en la tabla 6.9, se obtuvieron rendimientos de 1.77 g/L a 6.72 g/L.



Tabla 6.9.- Producción y rendimiento de biomasa por cada hongo

<b>Género</b>	<b>Aislado</b>	<b>Producción (g / 800 ml)</b>
<i>Mucor</i>	I3	5.59
<i>Mucor</i>	I4	3.05
<i>Fusarium</i>	I5	6.62
<i>Fusarium</i>	I6	5.36
<i>Aspergillus</i>	I7	3.57
<i>Fusarium</i>	I8	1.77
<i>Aspergillus</i>	II1	5.1
<i>Trichoderma</i>	II1.1	3.5
<i>Myrothecium</i>	II1.2	5.54
<i>Fusarium</i>	II2	4.11
<i>Fusarium</i>	II2.1	6.72
<i>Alternaria</i>	II4.1	6.21
<i>Fusarium</i>	II5	3.65
<i>Mucor</i>	II5.1	3.17
<i>Fusarium</i>	II6	4.77
<i>Fusarium</i>	II6.1	6.4
<i>Mucor</i>	II7	1.7
<i>Rhizopus</i>	II7.1	4.8
<i>Fusarium</i>	II8	3.3
<i>Fusarium</i>	II8.1	4.87
<i>Fusarium</i>	II8.2	2.86
<i>Fusarium</i>	II8.3	5.87

Tomando en cuenta que para que se lleve a cabo el proceso de remoción de cromo hexavalente, en el presente ensayo se utilizó una relación 1:100 g biomasa/mL solución, se puede analizar entre 200 y 600 mL de solución con cromo hexavalente por las biomásas obtenidas a partir de 800 mL de medio de cultivo.

#### 6.4.2.2 Cinéticas de sorción

Al realizar las cinéticas de sorción de cromo hexavalente con biomasa inactiva, se obtuvieron porcentajes diferentes de remoción, destacando la biomasa de los hongos aislados II1, II7.1 y I3, con 98% de remoción (Fig. 6.25), mientras que los porcentajes menores pertenecen a la biomasa de los hongos aislados II 8 y II8.1, con 51% y 71% de

remoción respectivamente (Fig. 6.26). Todas las biomazas excepto I4 y II6 presentaron un comportamiento similar en el cual alcanzan el equilibrio en la remoción del metal a partir de los 30 minutos.

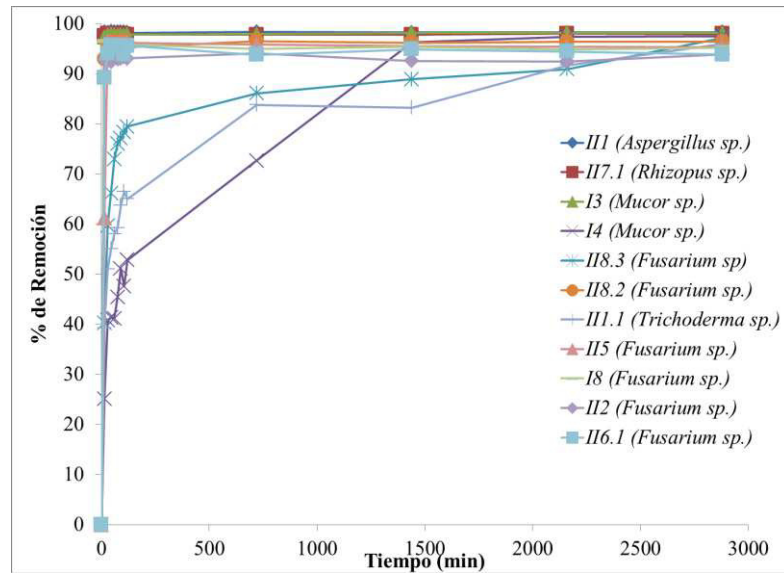


Figura 6.25.- Porcentaje de remoción, de mayor a menor, por los primeros 11 hongos.

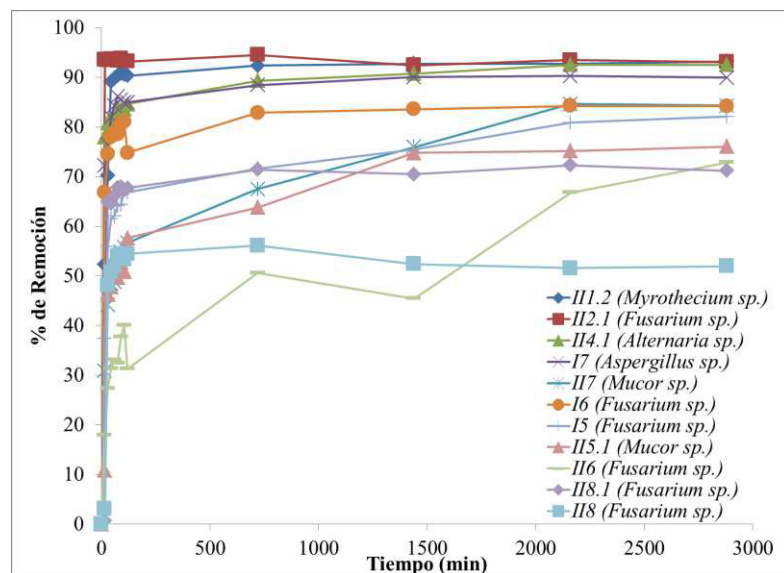


Figura 6.26.- Porcentaje de remoción, de mayor a menor, por los 11 hongos restantes.

En la literatura se reportan varios hongos con diferentes porcentajes de remoción de cromo con biomasa inactiva, entre los cuales destacan *Penicillium griseofulvum* MSR1

con 79.9%, utilizando 2g/L de biomasa, con una concentración inicial de Cr (VI) de 67.8 mg/L en un tiempo de contacto de 37.5min (Abigail M, Samuel, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* MSR4 con 63.82%, con 2 g/L de biomasa, concentración inicial de Cr (VI) de 62.5 mg/L en un tiempo de contacto de 37.5 min (Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* con 99.9% en pH 2, 2g/L de biomasa en una temperatura de 30°C (Ren et al. 2015), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 con 68.72%, con 2 g/L de biomasa, a una concentración inicial de Cr (VI) de 62.5 mg/L en un tiempo de contacto de 60 min (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* con 99.1 %, con 10 g/L de biomasa, a una concentración inicial de Cr (VI) de 50 mg/L, pH 2.5, con tiempo de contacto de 24 h, a  $28 \pm 2$  ° (Vale et al. 2016), *Mucor racemosus* con 98.8%, utilizando 6 g/L de biomasa, en una concentración inicial de Cr (VI) de 20 mg/L (Liu et al. 2007). *R. arrhizus* que removió 78.0 mg/g de Cr (VI) en una concentración inicial de 100 mg/L, en 72 h (Aksu and Balibek 2007), *A. niger* con 90.82% de 50 mg/L iniciales de Cr (VI) (Kumar et al. 2012), *Aspergillus niger* 29.3%, *Rhizopus oryzae* 23.5% y *Penicillium chrysogenum* 40.3% (Park, Yun, and Park 2005).

Para explicar el mecanismo de remoción del cromo hexavalente por la biomasa fúngica se aplicaron tres modelos cinéticos; Pseudo primer orden, pseudo segundo orden y difusión intraparticular (Tabla 6.10). Con dichos modelos se pueden obtener los parámetros de  $q_e$ ,  $k$  y la  $R^2$  (Tabla 6.11)

Tabla 6.10.- Modelos cinéticos de mecanismos de sorción

Modelo	Ecuación
<b>Pseudo-primer orden</b>	$\ln q_s = \ln q_e - k_1 t$
<b>Pseudo-segundo orden</b>	$\frac{t}{q_s} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$
<b>Difusión Intraparticular</b>	$q_s = k_i t^{1/2} + q_i$

Tabla 6.11.- Parámetros obtenidos de los tres modelos cinéticos utilizados

Género	Asilado	Dif.			Pseudo 1° orden			Pseudo 2° orden		
		$R^2$	$q_e$ (mg/g)	$k_d$ (g/mg/min)	$R^2$	$q_e$ (mg/g)	$k_1$ (g/mg/min)	$R^2$	$q_e$ (mg/g)	$k_2$ (g/mg/min)
<i>Mucor</i>	I3	0.80	5.247	0.001	0.76	5.252	$2 \times 10^{-6}$	1.00	5.276	0.511
<i>Mucor</i>	I4	0.97	2.036	0.087	0.85	2.685	$4 \times 10^{-4}$	0.99	6.274	0.002
<i>Fusarium</i>	I5	0.81	3.457	0.034	0.65	3.696	$1 \times 10^{-4}$	0.99	5.096	0.006
<i>Fusarium</i>	I6	0.72	3.198	0.009	0.62	3.269	$4 \times 10^{-5}$	1.00	3.593	0.043
<i>Aspergillus</i>	I7	0.73	5.542	0.016	0.61	5.672	$4 \times 10^{-5}$	1.00	6.232	0.029
<i>Fusarium</i>	I8	-0.46	4.641	-0.001	-0.43	4.636	$2 \times 10^{-6}$	1.00	4.61	-0.572
<i>Aspergillus</i>	II1	-0.37	5.285	$9 \times 10^{-5}$	-0.34	5.285	$-3 \times 10^{-7}$	1.00	5.281	5.259
<i>Trichoderma</i>	III.1	0.93	3.467	0.064	0.81	3.944	$2 \times 10^{-4}$	0.99	6.533	0.003
<i>Myrothecium</i>	III.2	0.45	4.235	0.017	0.34	4.33	$6 \times 10^{-5}$	1.00	4.924	0.04
<i>Fusarium</i>	II2	0.06	4.515	$9 \times 10^{-5}$	0.06	4.516	$4 \times 10^{-7}$	1.00	4.525	0.255
<i>Fusarium</i>	II2.1	-0.27	4.536	$-4 \times 10^{-4}$	-0.30	4.534	$-2 \times 10^{-6}$	1.00	4.515	-0.37
<i>Alternaria</i>	II4.1	0.95	3.87	0.013	0.88	3.972	$5 \times 10^{-5}$	1.00	4.464	0.022
<i>Fusarium</i>	II5	0.24	4.449	0.007	0.18	4.478	$2 \times 10^{-5}$	1.00	4.694	3.422
<i>Mucor</i>	II5.1	0.79	1.951	0.039	0.50	2.09	$2 \times 10^{-4}$	0.99	3.788	0.005
<i>Fusarium</i>	II6	0.94	1.195	0.042	0.84	1.506	$3 \times 10^{-4}$	0.98	3.382	0.002
<i>Fusarium</i>	II6.1	0.05	4.194	$2 \times 10^{-4}$	-0.01	4.198	$-9 \times 10^{-8}$	1.00	4.19	-0.215
<i>Mucor</i>	II7	0.94	2.076	0.043	0.80	2.394	$2 \times 10^{-4}$	0.99	4.174	0.004
<i>Rhizopus</i>	II7.1	0.09	5.057	$4 \times 10^{-5}$	0.13	5.057	$2 \times 10^{-7}$	1.00	5.061	0.809
<i>Fusarium</i>	II8	0.27	2.244	0.011	0.20	1.893	$2 \times 10^{-4}$	0.99	2.665	0.016
<i>Fusarium</i>	II8.1	0.38	2.769	0.021	0.22	1.923	$3 \times 10^{-4}$	0.88	4.024	0.001
<i>Fusarium</i>	II8.2	0.35	4.633	0.001	0.28	4.642	$3 \times 10^{-6}$	1.00	4.674	0.644
<i>Fusarium</i>	II8.3	0.78	4.353	0.048	0.62	4.669	$1 \times 10^{-4}$	0.99	6.598	0.005

De los tres modelos cinéticos, el modelo de pseudo segundo orden es en el que se ajustan los datos obtenidos en la remoción de cromo hexavalente con las diferentes biomásas fúngicas, teniendo valores de  $R^2$  de 0.97 a 1, excepto la biomasa del hongo II8.1 con una  $R^2$  de 0.88, pero aun así, siendo mayor que para los otros dos modelos cinéticos (Dif: 0.37, Pseudo-1er-orden: 0.22) (Tabla 6.11). Los valores de correlación altos confirman que los datos de adsorción están bien representados por la cinética de pseudo-segundo orden y apoya la suposición detrás del modelo de que la adsorción se debe a una transferencia de masa (Khambhaty et al. 2009b; Mungasavalli et al. 2007;

Vale et al. 2016). En cuanto a la constante de velocidad de remoción  $k_2$ , el valor más alto perteneció al hongo aislado III (5.25 g/mg/min) coincidiendo con lo reportado para *Aspergillus niger*, ( $R^2=0.998$ ,  $k_2=5.52$  g/mg/min) (Vale et al. 2016). Diversos autores reportan hongos que se ajustan al modelo de pseudo-segundo-orden como *Colorius versicolor* (*Aspergillus niger*) ( $R^2 = 0.99$ ,  $k_2 = 5.3 \times 10^{-5}$  g/mg/min) (Khambhaty et al. 2009b), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 ( $R^2 = 0.99$ ,  $k_2 = 1.23$  g/mg/min) (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* MSR4 ( $R^2 = 0.99$ ,  $k_2 = 1.68$  g/mg/min) (Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015),

Aún y cuando las cinéticas de sorción realizadas en el presente estudio no encajan en los modelos de pseudo primer orden y difusión intraparticular, existen reportes de biomasa inactiva de hongos que si muestran afinidad con el modelo de pseudo-primer orden como *Aspergillus niger* ( $R^2 = 0.95$ ,  $k_1 = 190.83$  g/mg/min) (Khambhaty et al. 2009b), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 ( $R^2 = 0.97$ ,  $k_1 = 0.102$  g/mg/min) (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* MSR4 ( $R^2 = 0.98$ ,  $k_1 = 0.11$  g/mg/min) (Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* ( $R^2 = 0.95$ ,  $k_1 = 0.0009$  g/mg/min) (Vale et al. 2016); y la biomasa activa *Aspergillus flavus* ( $R^2 = 0.97$ ,  $k_1 = 0.23$  g/mg/min) (Singh and Bishnoi 2015). Mientras que otros estudios muestran la difusión intraparticular en *Aspergillus niger* ( $R^2 = 0.666$ ,  $k_i = 0.977$  g/mg/min) (Khambhaty et al. 2009b), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 ( $R^2 = 0.89$ ,  $k_i = 1.39$  g/mg/min) (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* MSR4 ( $R^2 = 0.80$ ,  $k_i = 1.78$  g/mg/min) (Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015), con el coeficiente de regresión lineal  $R^2$  bajo.

Al aplicar el modelo de pseudo segundo orden, se puede hacer una comparación gráfica de los datos obtenidos con los datos modelados a partir de la ecuación, dichas gráficas se presentan a continuación para cada una de las biomásas utilizadas.

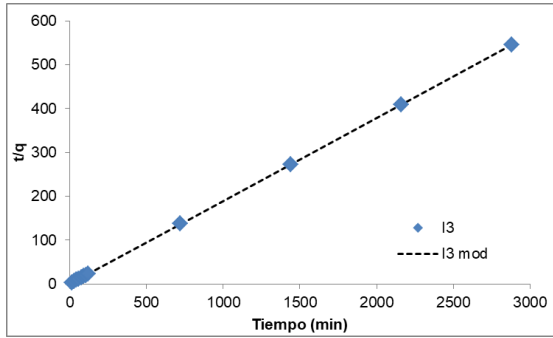


Figura 6.27.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Mucor*.

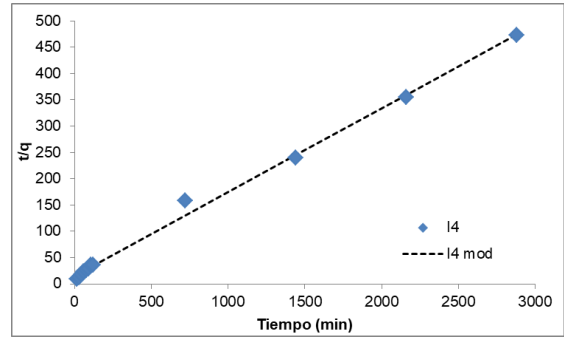


Figura 6.28.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Mucor*.

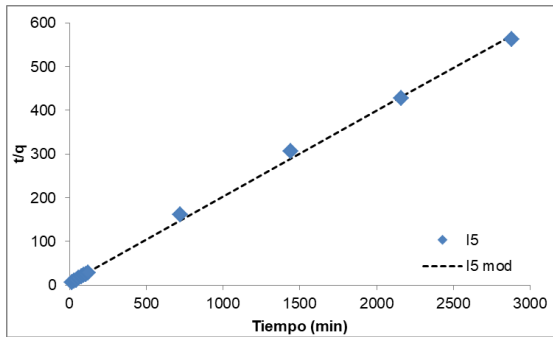


Figura 6.29.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

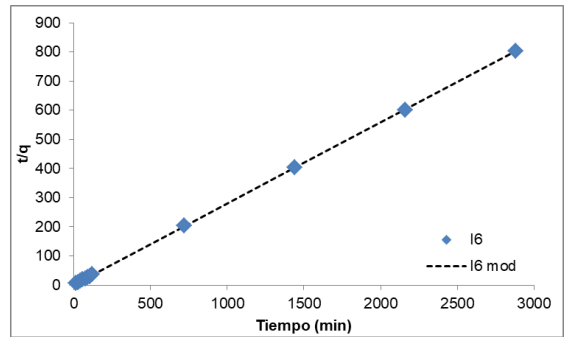


Figura 6.30.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

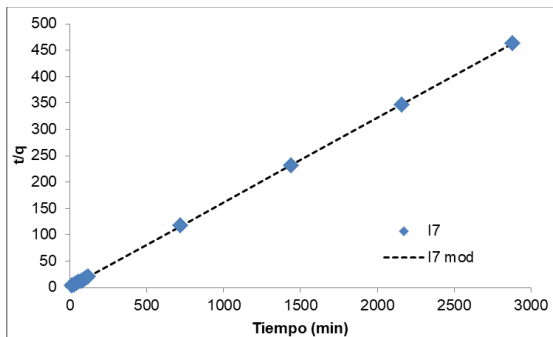


Figura 6.31.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Aspergillus*.

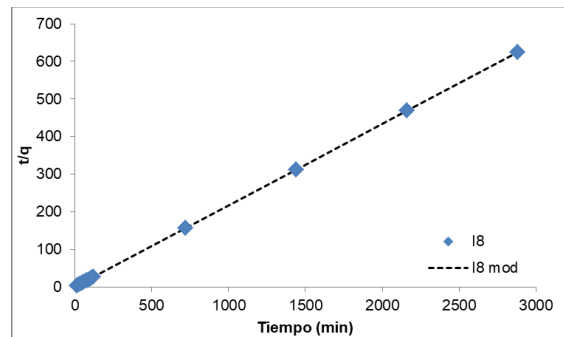


Figura 6.32.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

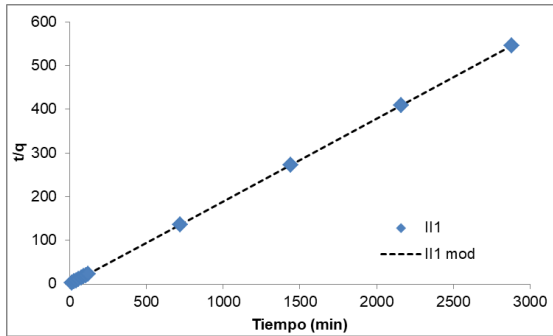


Figura 6.33.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Aspergillus*.

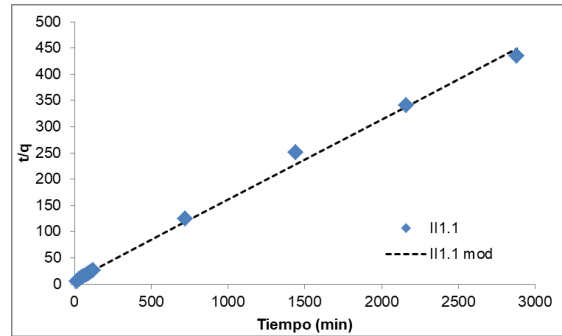


Figura 6.34.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Trichoderma*.

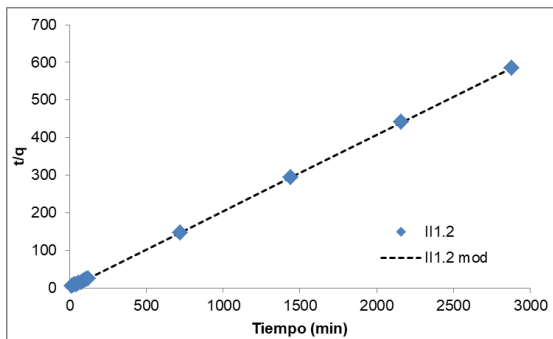


Figura 6.35.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Myrothecium*.

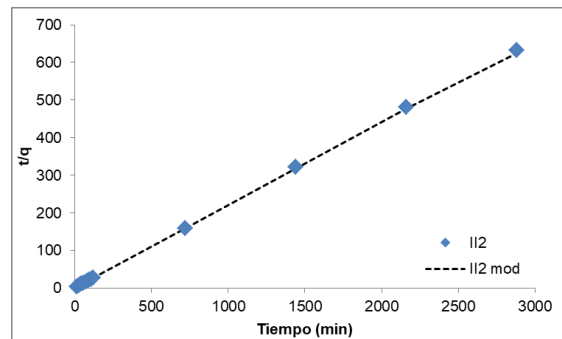


Figura 6.36.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

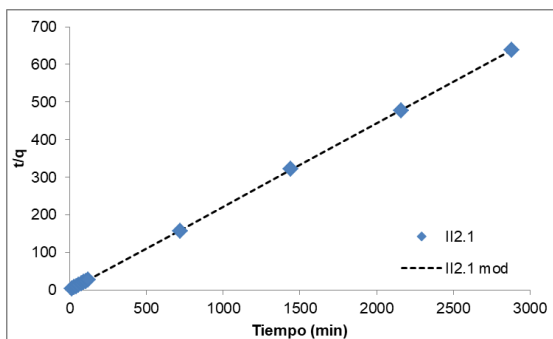


Figura 6.37.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

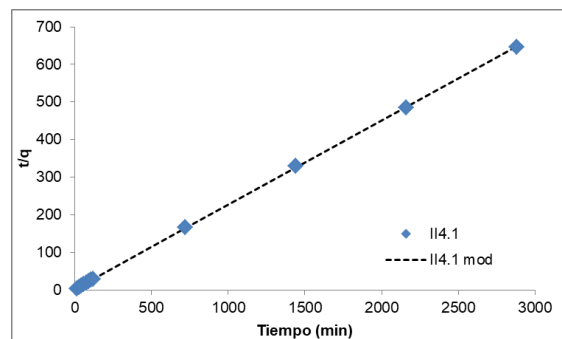


Figura 6.38.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Alternaria*.

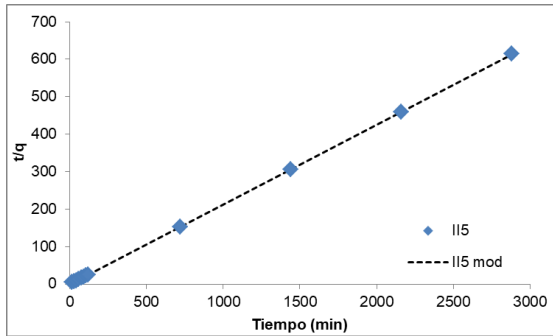


Figura 6.39.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

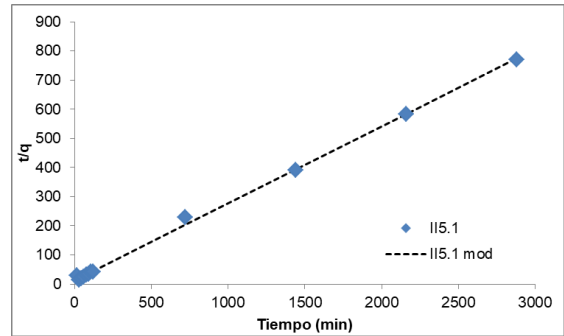


Figura 6.40.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Mucor*.

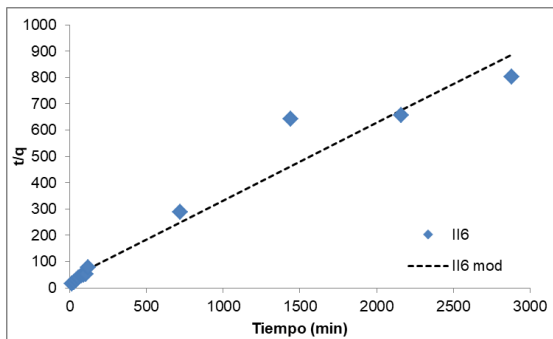


Figura 6.41.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

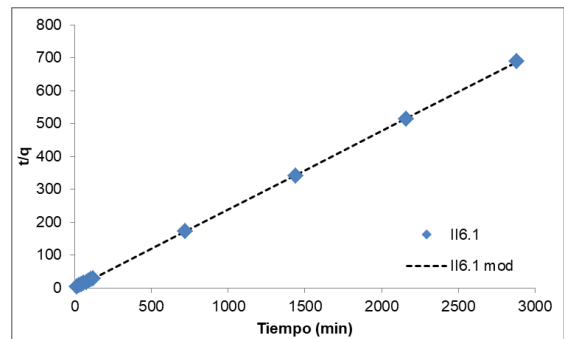


Figura 6.42.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

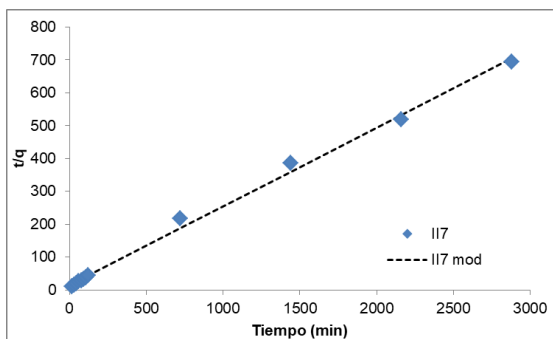


Figura 6.43.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Mucor*.

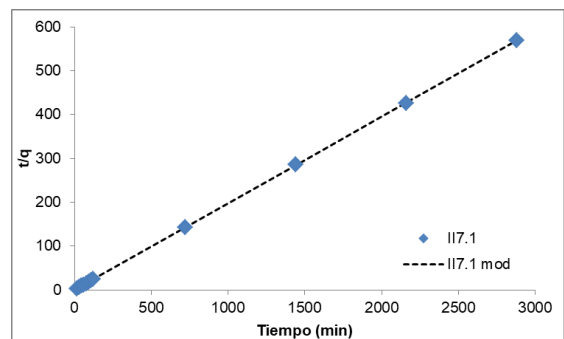


Figura 6.44.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Rhizopus*.



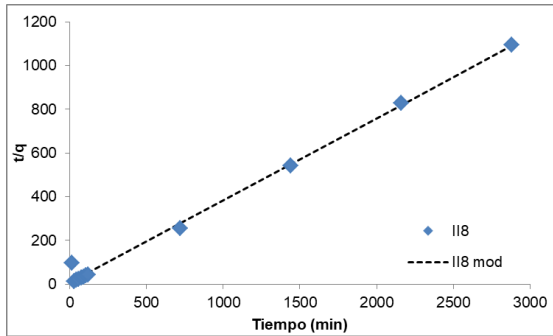


Figura 6.45.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

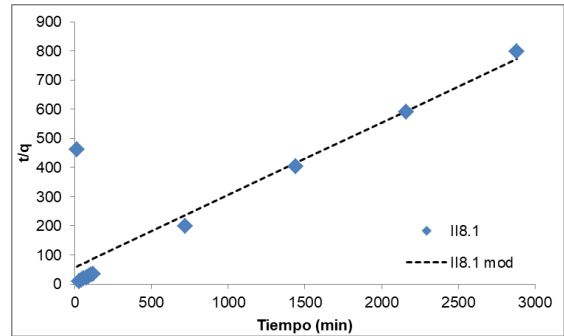


Figura 6.46.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

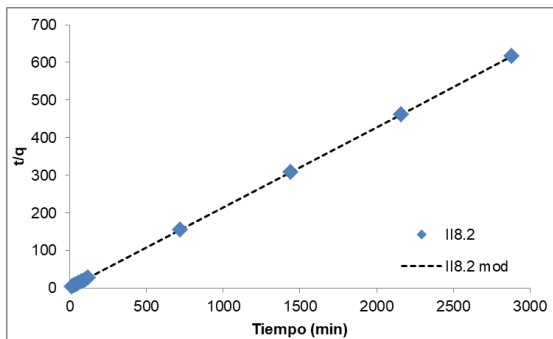


Figura 6.47.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

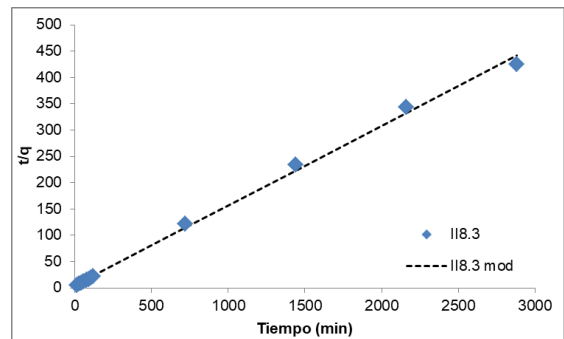


Figura 6.48.- Ajuste al modelo de pseudo segundo orden. La línea punteada indica los datos modelados. Biomasa fúngica perteneciente al género *Fusarium*.

## 6.5 Isotermas

Con la finalidad de caracterizar las condiciones fisicoquímicas en el proceso de remoción del Cr (VI), se realizaron las isotermas de adsorción para 6 de las biomazas fúngicas, las cuales se seleccionaron en base a la facilidad de obtención de la biomasa y sus resultados de  $q_e$ .

Con los datos de isoterma, se graficó  $q$  vs  $C_e$ , observándose el comportamiento de los hongos para alcanzar el equilibrio con el aumento de las concentraciones, y que no todos los hongos logran tenerlo (Figura 6.49).

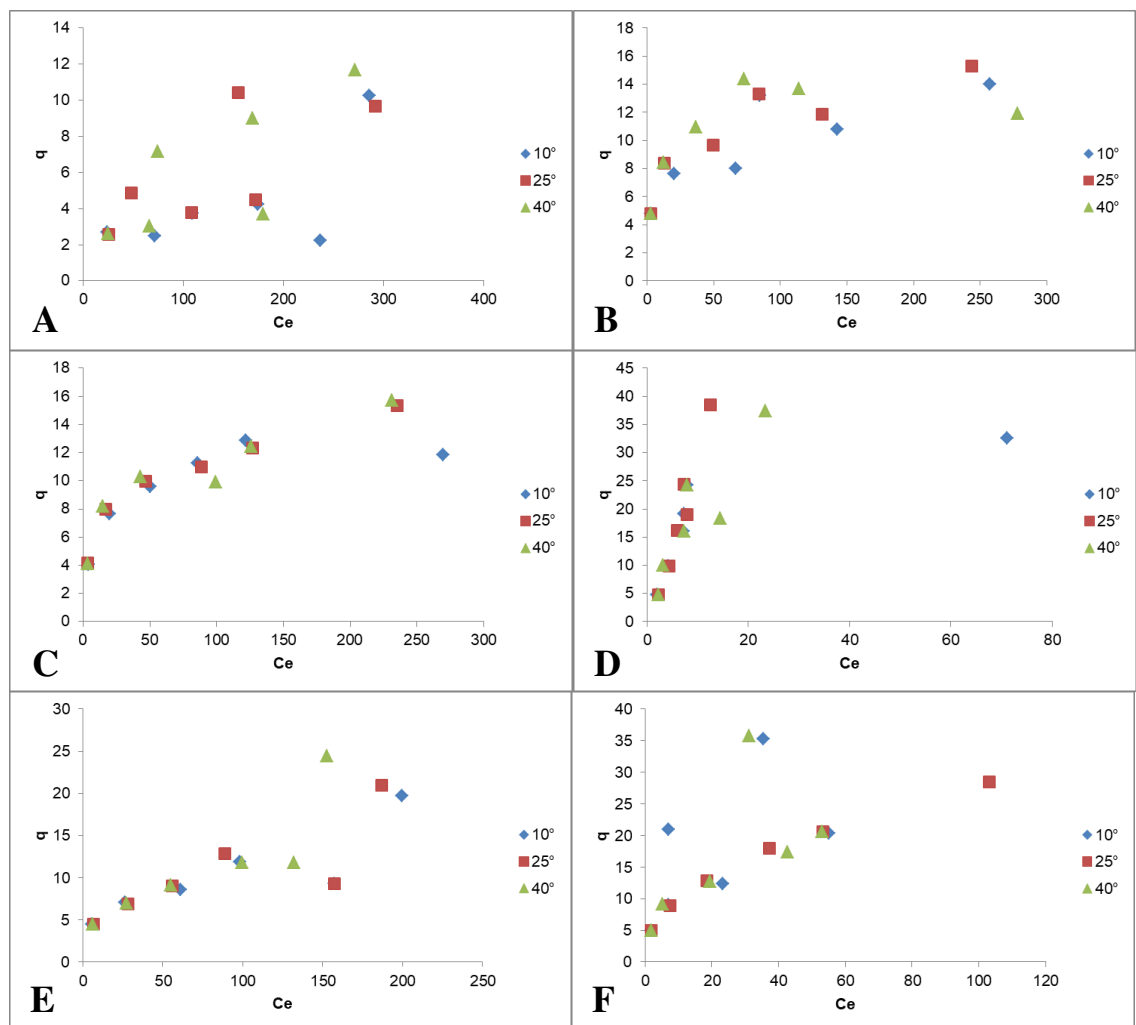


Figura 6.49.- Ensayo isotérmico para 6 diferentes biomazas fúngicas. A) *Mucor* sp., B) *Mucor* sp., C) *Fusarium* sp., D) *Aspergillus* sp., E) *Myrothecium* sp., F) *Rhizopus* sp.

Los datos se ajustaron a los modelos de las ecuaciones de Langmuir y Freundlich, que se muestran en la tabla 6.12.

Tabla 6.12.- Ecuaciones de dos modelos de isoterma

Modelo	Ecuación
Langmuir	$\frac{1}{q_e} = \left(\frac{1}{k_L q_m}\right) \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_m}$
Freundlich	$\text{Log}(q_e) = \text{Log}(k_F) + \frac{1}{n} \text{Log}(C_e)$

En el ajuste de los datos al modelo de Langmuir de la tabla 6.13, se observa que los hongos *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Mucor* y *Fusarium*, se ajustan con  $R^2$  cercanas a 1, en la temperatura de 40°. La  $q_m$  mayor la muestra *Aspergillus* en esa misma temperatura. *Rhizopus*, *Mucor* y *Fusarium* mantienen similares sus  $q_m$  entre las tres temperaturas, mientras que *Myrothecium* aunque tiene una  $R^2$  de 0.91, aumenta su  $q_m$  en la temperatura 40°C, pasando de 41 mg/g y 45 mg/g, a 75 mg/g. No así con la otra cepa de *Mucor*, disminuye su  $q_m$  en la temperatura de 10°C, bajando de 8.2mg/g y 7.9 mg/g, a 3.8 mg/g.

Tabla 6.13.- Datos obtenidos del modelo de Langmuir

Género	Hongo	10°			25°			40°		
		$q_m$ (mg/g)	$k_L$ (L/mg)	$R^2$	$q_m$ (mg/g)	$k_L$ (L/mg)	$R^2$	$q_m$ (mg/g)	$k_L$ (L/mg)	$R^2$
<i>Aspergillus</i>	II1	103.66	0.026	0.987	-49.263	-0.039	0.996	179.114	0.005	0.946
<i>Rhizopus</i>	II7.1	23.669	0.147	0.919	19.553	0.181	0.970	22.197	0.039	0.971
<i>Myrothecium</i>	III1.2	41.643	0.009	0.912	45.478	0.010	0.914	75.172	0.006	0.918
<i>Mucor</i>	I4	10.761	0.276	0.910	12.552	0.209	0.974	13.050	0.197	0.985
<i>Mucor</i>	I3	3.814	0.080	0.363	8.271	0.018	0.820	7.923	0.019	0.737
<i>Fusarium</i>	I5	12.017	0.116	0.992	12.420	0.146	0.986	12.594	0.136	0.985

Diferentes autores han reportado el modelo de Langmuir para varios hongos como *Penicillium griseofulvum* MSR1 ( $q_m$ : 75.1 mg/g,  $K_L$ : 0.44 L/mg,  $R^2$ : 0.999) (Abigail M, Samuel, and Chidambaram 2015), *Aspergillus flavus* ( $R^2$ : 0.892,  $q_m$ : 16.13 mg/g,  $K_L$ : 1.43 L/mg) (Singh and Bishnoi 2015), *Fusarium solani* ( $q_m$ : 57.1,  $K_L$ : 0.06 L/mg,  $R^2$ : 0.995) (Sen and Cells 2012), *Aspergillus niger* MSR4 ( $q_m$ : 71.9 mg/g,  $K_L$ : 0.031 L/mg,  $R^2$ : 0.999) (Samuel, Evy Alice Abigail M, and Chidambaram 2015), *M. racemosus* ( $q_m$ :

46.232 mg/g,  $K_L$ : 0.0119 L/mg,  $R^2$ : 0.999) (Liu et al. 2007), *Aspergillus niger* ( $R^2$ : 1.0,  $q_m$ : 117.647 mg/g,  $K_L$ : 0.368 L/mg)(Khambhaty et al. 2009b), *Aspergillus niger*, ( $q_m$ : 4.997 mg/g,  $K_L$ : 21.967 L/mg,  $R^2$ : 0.78) (Vale et al. 2016), *Aspergillus niger* ( $q_m$ : 11.792 mg/g,  $K_L$ : 0.175 L/mg,  $R^2$ : 0.539) (Mondal et al. 2017), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 ( $q_m$ : 72.46 mg/g,  $K_L$ : 0.022 L/mg,  $R^2$ : 0.991) (Samuel, E. A Abigail M, and Chidambaram 2015), *Aspergillus niger* ( $q_m$ : 17.51 mg/g,  $K_L$ : 0.0025 L/mg,  $R^2$ : 0.98) (Kumar et al. 2012), *Rhizopus arrhizus* ( $q_m$ : 114.9 mg/g,  $K_L$ : 0.119 L/mg,  $R^2$ : 0.995) (Aksu and Balibek 2007), *Aspergillus niger* ( $q_m$ : 11.78 mg/g,  $K_L$ : 0.978 L/mg,  $R^2$ : 0.938); *Aspergillus terricola*, ( $q_m$ : 0.1428 mg/g,  $K_L$ : 33.899 L/mg,  $R^2$ : 0.915), *Acremonium strictum*, ( $q_m$ : 25.536,  $K_L$ : 2.750 L/mg,  $R^2$ : 0.975), *Paecilomyces variotii* ( $q_m$ : 0.207 mg/g,  $K_L$ : 16.797 L/mg,  $R^2$ : 0.956) (Ahluwalia and Goyal 2010).

En la figura xx, se puede observar las gráficas pertenecientes a las biomazas fúngicas que presentaron  $R^2$  cercana a 1 para el modelo de Langmuir. Se puede observar que los valores de  $q_m$  se mantienen similares entre las tres temperaturas, excepto en la gráfica perteneciente al género de *Aspergillus*, en la cual se presentó variación de  $q_m$  en las tres temperaturas.

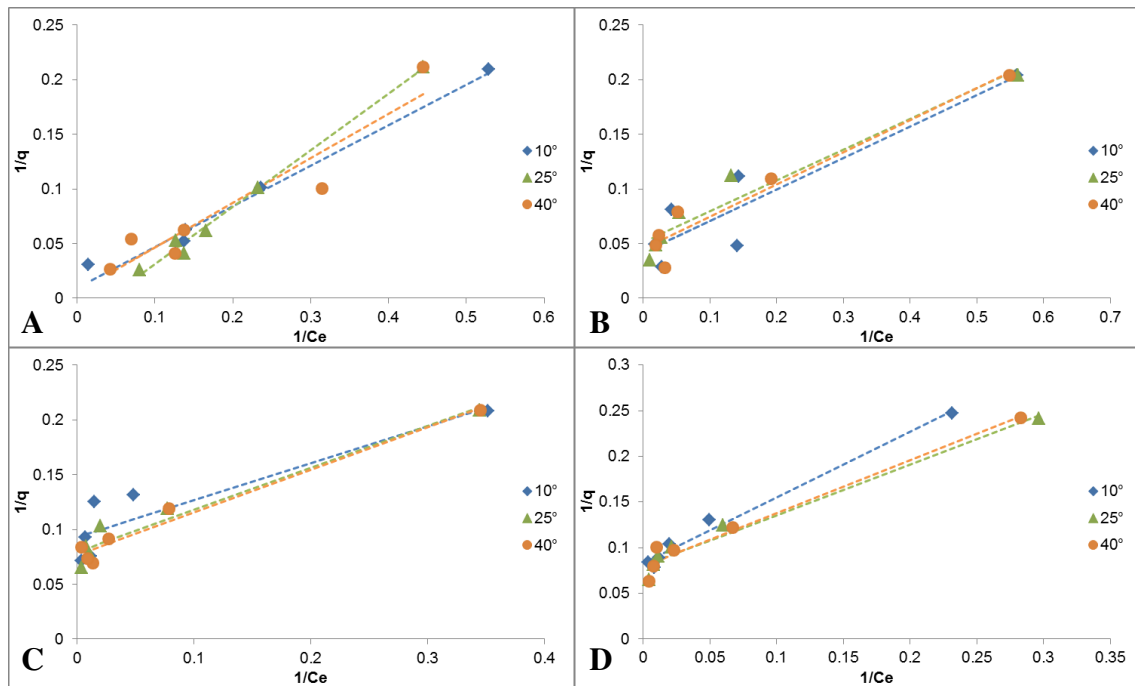


Figura 6.50.- Modelo Langmuir. A) *Aspergillus sp.*, B) *Rhizopus sp.*, C) *Mucor sp.*, D) *Fusarium sp.*

En los datos obtenidos con Freundlich, podemos ver que el proceso de biosorción es homogéneo en la temperatura de 25° para 5 de los 6 hongos, teniendo  $R^2$  de 0.90 a 0.96. *Myrothecium*, *Mucor* y *Fusarium*, logran mejor  $R^2$  a temperatura de 25°C y 40 °C. (Tabla 6.14).

Tabla 6.14.- Datos obtenidos del modelo de Freundlich

Género	Hongo	10°			25°			40°		
		$k_F$ (mg/g)	$n$	$R^2$	$k_F$ (mg/g)	$n$	$R^2$	$k_F$ (mg/g)	$n$	$R^2$
<i>Aspergillus</i>	II1	2.094	1.207	0.821	0.840	0.625	0.968	1.194	0.866	0.817
<i>Rhizopus</i>	II7.1	1.742	1.347	0.825	1.574	1.501	0.906	1.565	1.366	0.870
<i>Myrothecium</i>	II1.2	0.938	1.841	0.902	0.934	1.788	0.927	0.883	1.671	0.940
<i>Mucor</i>	I4	1.408	2.246	0.866	1.245	2.003	0.826	1.393	2.073	0.807
<i>Mucor</i>	I3	0.561	2.534	0.842	0.501	1.961	0.941	0.518	1.979	0.920
<i>Fusarium</i>	I5	1.311	2.132	0.909	1.467	2.151	0.926	1.423	2.131	0.905

Los reportes de biomasa fúngicas que se ajustan al modelo de Freundlich son de hongos como *Penicillium griseofulvum* MSR1 ( $K_F$ : 1.597 mg/g,  $n$ : 1.345,  $R^2$ : 0.986) (Abigail M et al. 2015), *Aspergillus flavus* ( $R^2$ : 0.248,  $K_F$ : 0.673 mg/g,  $n$ : 19.23) (Singh and Bishnoi 2015), *Aspergillus niger* MSR4 ( $K_F$ : 1.058 mg/g,  $n$ : 1.071,  $R^2$ : 0.967) (Samuel, Evy Alice Abigail M, et al. 2015), *M. racemosus* ( $K_F$ : 1.103 mg/g,  $n$ : 1.482,  $R^2$ : 0.998) (Liu et al. 2007), *Aspergillus niger*, ( $R^2$ : 0.945,  $n$ : 2.448,  $K_F$ : 0.646 mg/g) (Khambhaty et al. 2009b), *Aspergillus niger*, ( $K_F$ : 23.927x10<sup>4</sup> mg/g,  $n$ : 0.110,  $R^2$ : 0.675) (Mondal et al. 2017), *Ceratocystis paradoxa* MSR2 ( $K_F$ : 1.05 mg/g,  $n$ : 1.08,  $R^2$ : 0.97) (Samuel, E. A Abigail M, et al. 2015), *Aspergillus niger*, ( $K_F$ : 17.92 mg/g,  $n$ : 1.18,  $R^2$ : 0.99) (Kumar et al. 2012), *Rhizopus arrhizus*, ( $K_F$ : 22.67 mg/g,  $n$ : 2.91,  $R^2$ : 0.983) (Aksu and Balibek 2007), *Aspergillus foetidus*, ( $K_F$ : 3.365 mg/g,  $n$ : 6.443,  $R^2$ : 0.965), *Aureobasidium pullulans* ( $K_F$ : 1.613 mg/g,  $n$ : 3.105,  $R^2$ : 0.974), *Aspergillus terricola* ( $K_F$ : 3.191 mg/g,  $n$ : 1.929,  $R^2$ : 0.979), *Cladosporium resinae*, ( $K_F$ : 3.730 mg/g,  $n$ : 3.217,  $R^2$ : 0.964), *Phanerochaete chrysosporium*, ( $K_F$ : 2.845 mg/g,  $n$ : 3.565,  $R^2$ : 0.979) (Ahluwalia and Goyal 2010)

En la figura 6.51, se muestran las gráficas de Freundlich, en las cuales se puede ver que los datos reales se ajustan a los datos modelados, y se comportan similares en las tres temperaturas, para las tres biomasa fúngicas con  $R^2$  cercana a 1.

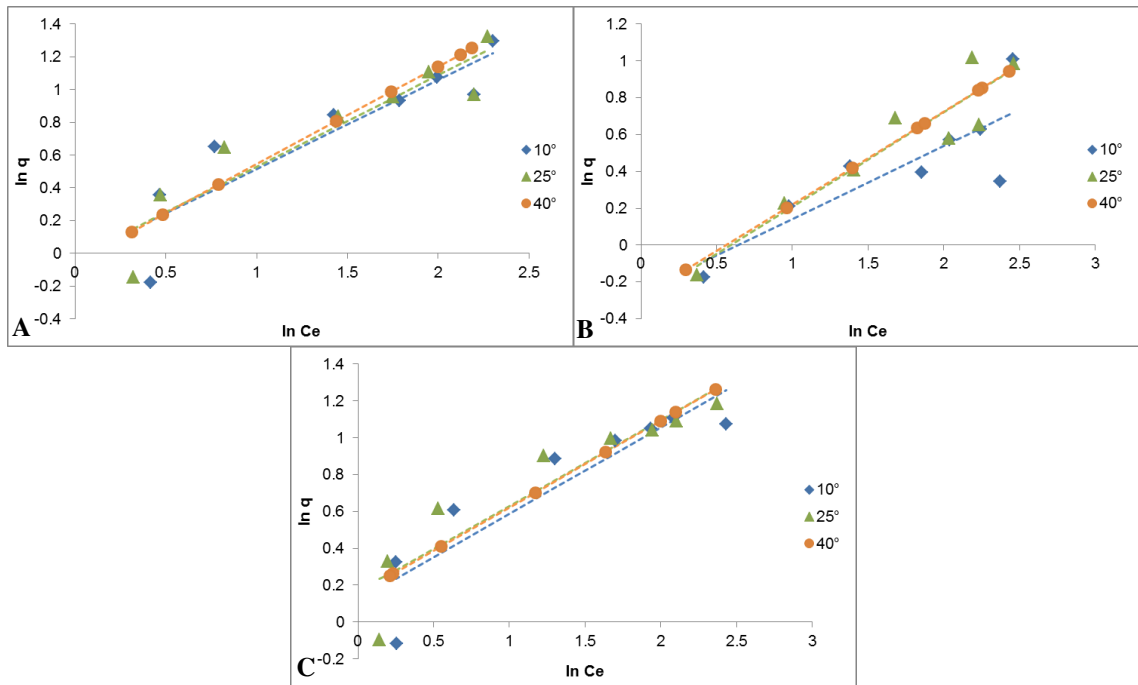


Figura 6.51.- Modelo Freundlich. A) *Myrothecium sp.*, B) *Mucor sp.*, C) *Fusarium sp.*

## 6.6 Análisis de la composición química de los hongos FT-IR

Se utilizó el FT-IR para determinar la presencia y ausencia de grupos funcionales en la biomasa fúngica, antes y después de la remoción de Cr (VI).

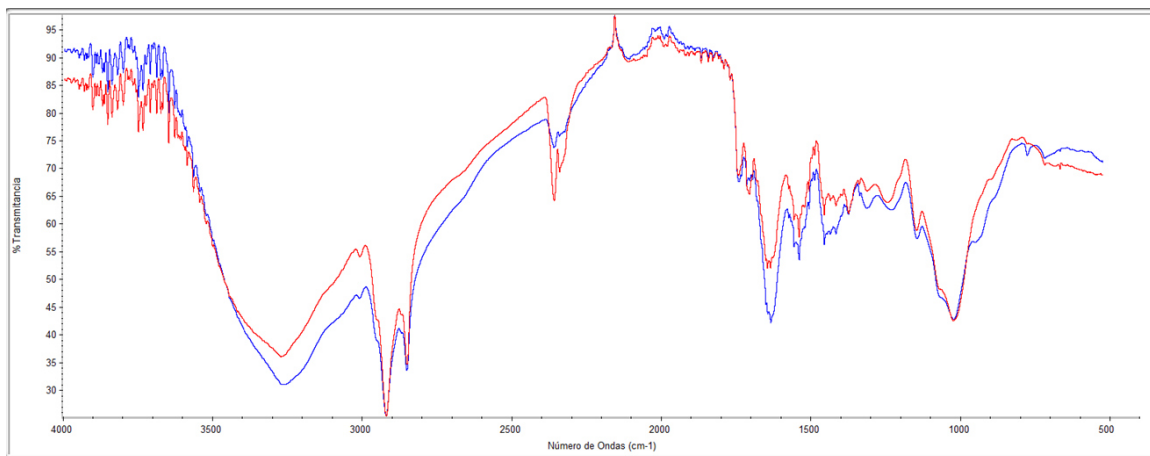


Figura 6.52.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Mucor* (I3), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).

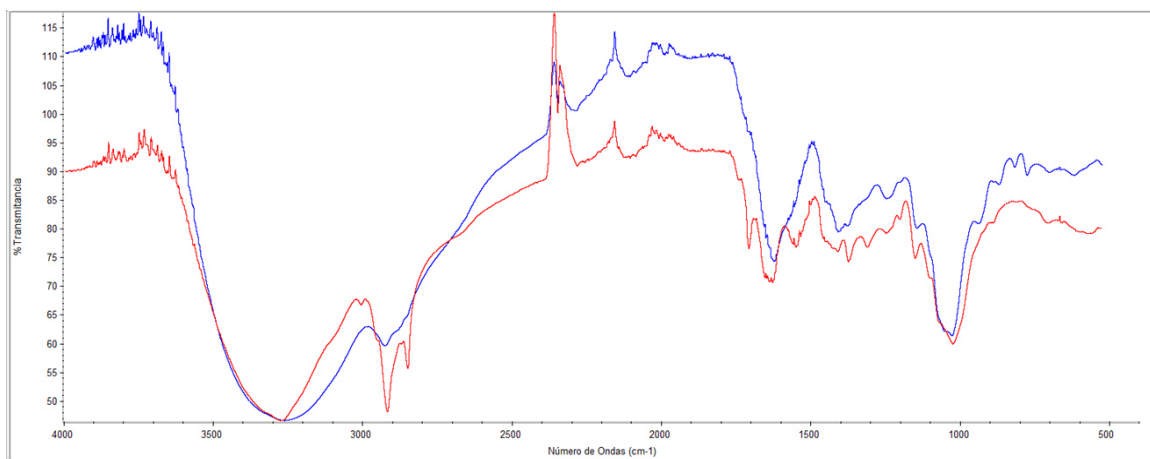


Figura 6.53.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Mucor* (I4), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).

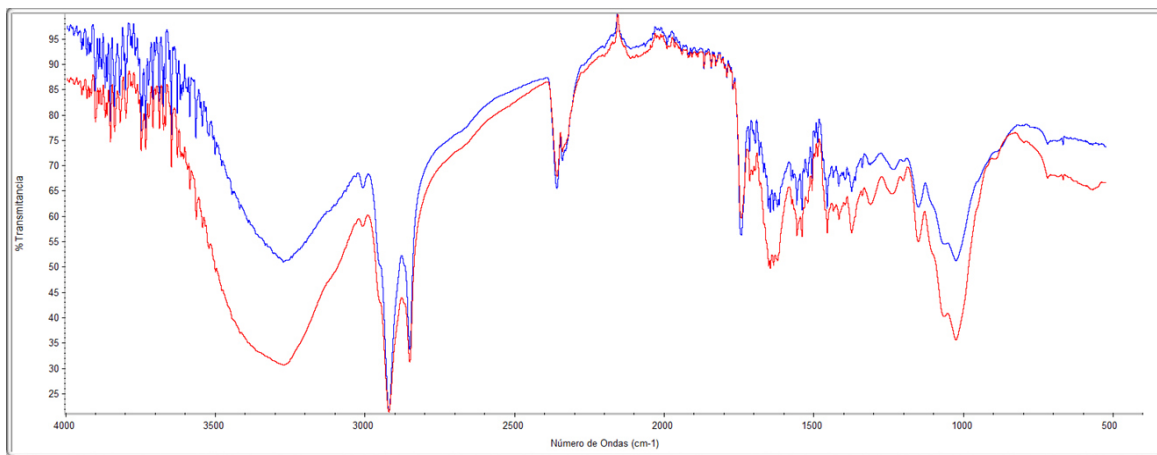


Figura 6.54.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Fusarium* (I5), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).

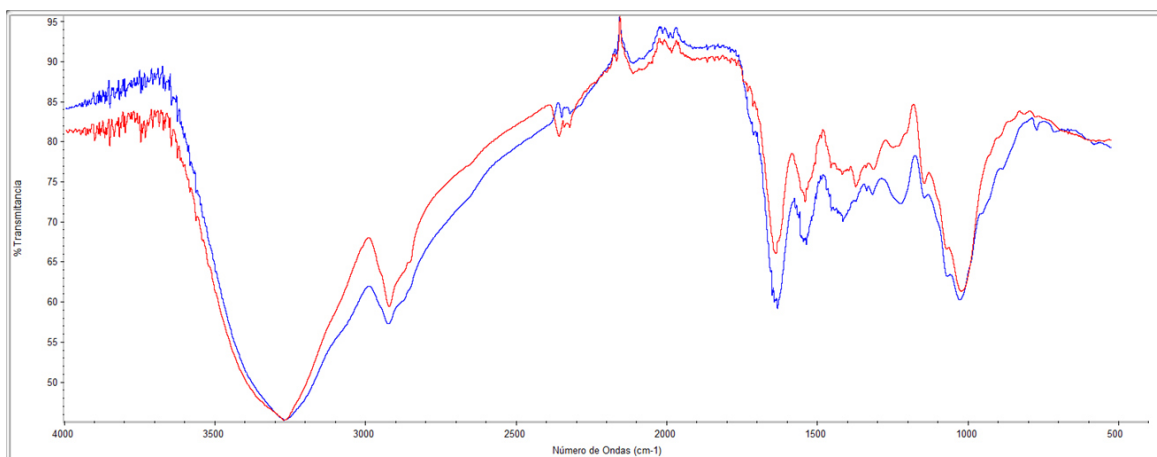


Figura 6.55.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Aspergillus* (II1), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).



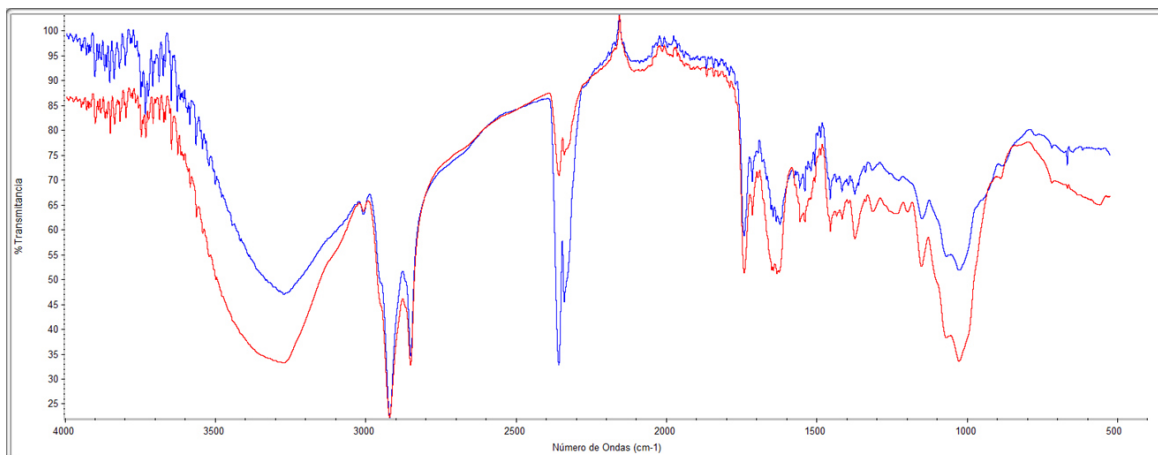


Figura 6.56.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Myrothecium* (III.2), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).

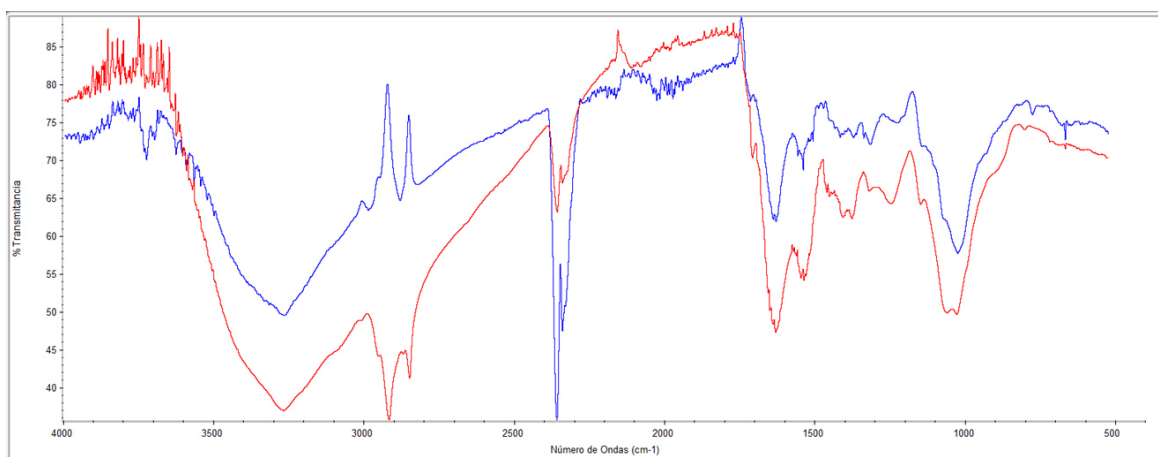


Figura 6.57.- Espectro FT-IR de biomasa perteneciente al género de *Rhizopus* (II7.1), donde se observa antes del contacto con Cr(VI) (línea azul), y después del contacto (línea roja).

Los espectros de FT-IR presentados en las figuras 6.52 a 6.57 se analizaron con la herramienta de Full Scale utilizando el software OMNIC<sup>®</sup> del equipo de FT-IR con ATR i10 Nicolet de Thermo Scientific.

Las figuras 6.52 y 6.53 muestran los espectros de dos cepas pertenecientes al género *Mucor*. Se puede observar que la cepa I4 presenta una gran cantidad de bandas de baja intensidad que se ven afectadas por la presencia de Cr(VI), dichas bandas pertenecen a estiramientos de enlaces C-H desde 950 cm<sup>-1</sup> a 775 cm<sup>-1</sup>, observándose también que una

vez que ya estuvo en contacto con Cr (VI) se presenta una banda de alta intensidad por estiramiento C-H/CO en  $2850\text{ cm}^{-1}$  y otra más a  $1550\text{ cm}^{-1}$  debida a una deformación angular de una amida secundaria  $\text{-NH}$ . La cepa I3 solo mostro el enmascaramiento de una banda de baja intensidad en  $925\text{ cm}^{-1}$ , debida a un estiramiento del enlace C-H. Dicho comportamiento también lo presento la cepa I5 (figura 6.54). En la figura 6.55 se muestran las diferencias entre los espectros de las biomásas tratadas y no tratadas con Cr(VI), las señales que se diferencian son bandas de baja intensidad en  $1210\text{ cm}^{-1}$ ,  $930\text{ cm}^{-1}$  y  $725\text{ cm}^{-1}$ , estas bandas corresponden a un grupo  $\text{-C(CH}_3)_3$ , señal que después de ser tratada con Cr(VI) desaparece. El resto del espectro muestra señales que ya han sido reportadas para diferentes especies de *Aspergillus*. Para *Aspergillus niger* MSR4, se tiene el reporte de los espectros antes del contacto con cromo y después de la remoción, obteniendo cambios en diferentes picos: de  $3095\text{ cm}^{-1}$  a  $3452\text{ cm}^{-1}$  (indica unión de Cr (VI) a los grupos  $\text{-OH}$  y  $\text{-NH}$ ), los  $1641\text{ cm}^{-1}$  y  $1402\text{ cm}^{-1}$  se mantuvieron iguales antes y después de la biosorción, los picos  $2964\text{ cm}^{-1}$  y  $2827\text{ cm}^{-1}$  de la biomasa adsorbida indican vibraciones en los estiramientos C-H/CO, los picos  $1641\text{-}1629\text{ cm}^{-1}$ ,  $1281\text{-}1261\text{ cm}^{-1}$  y  $1082\text{-}1078\text{ cm}^{-1}$  revelan cambios en la frecuencia del estiramiento del grupo carboxyl sobre la molecula del Cr (VI) (Samuel, Evy Alice Abigail M, et al. 2015). *Aspergillus niger* mostró picos antes y después de la biosorción de Cr (VI), donde destacaron los picos  $3406\text{ cm}^{-1}$  (grupos  $\text{-NH}$  y  $\text{-OH}$ ),  $2927\text{ cm}^{-1}$  (grupo C-H alifático),  $2135\text{ cm}^{-1}$  (grupo C:C),  $1647\text{ cm}^{-1}$  (estiramiento de  $\text{-C=O}$  de amida primaria),  $1558\text{ cm}^{-1}$  (deformación angular de  $\text{-NH}$  de amidas secundarias),  $1406\text{ cm}^{-1}$  (deformación angular del C-H del grupo metilo),  $1080\text{ cm}^{-1}$  (orthofosfate  $\text{PO}_4^{3-}$ ),  $1035\text{ cm}^{-1}$  (orthofosfate  $\text{PO}_4^{3-}$ ),  $601\text{ cm}^{-1}$  deformación angular del grupo N-H fuera de plano) (Vale et al. 2016).

En la figura 6.56 se muestran los espectros de la biomasa de *Myrothecium* (II.1.2) tratada y sin tratar con Cr(VI), la cual una vez tratada presenta bandas de baja intensidad en  $1210\text{ cm}^{-1}$ ,  $930\text{ cm}^{-1}$  y  $725\text{ cm}^{-1}$ , estas bandas corresponden a un grupo  $\text{-C(CH}_3)_3$ .

La cepa II.7.1 (figura 6.57) perteneciente al género de *Rhizopus* sp. una vez tratada con Cr(VI) presentó bandas intensas a  $2910\text{ cm}^{-1}$ ,  $2845\text{ cm}^{-1}$ ; de mediana intensidad a  $1250\text{ cm}^{-1}$  y  $1075\text{ cm}^{-1}$  y de baja intensidad a  $800\text{ cm}^{-1}$ , que indican una interacción fuerte con grupos CH/ CO.

De forma general se puede decir que todas las biomásas analizadas por esta técnica presentan bandas características de biomásas fúngicas, tales como en  $3407.0\text{ cm}^{-1}$  (Representa grupos de unión  $-\text{COOH}$  y  $-\text{OH}$ , aminos primarias y secundarias, amidas, N-H stretching);  $2924.7\text{ cm}^{-1}$  y  $2854.7\text{ cm}^{-1}$  (C-H stretching);  $1742.7\text{ cm}^{-1}$  (C=O stretching);  $1643.6\text{ cm}^{-1}$  (amida I, band mainly C=O stretching);  $1408.3\text{ cm}^{-1}$  (C-H bending,  $\text{CH}_3$ );  $1041.0\text{ cm}^{-1}$  (C-O-C of polysaccharides) (Gola et al. 2016; Kaushik et al. 2010).

## CAPÍTULO VII

### CONCLUSIONES

Las pruebas preliminares demostraron que las cepas de laboratorio, *Beauveria* sp y *Aspergillus* sp, son resistentes a la presencia del Cr (VI) en el medio de cultivo durante su crecimiento.

En el aislamiento realizado a partir de muestras de suelo de San Nicolás de los Garza, Guadalupe, Ciudad General Escobedo y Monterrey, se obtuvieron 12 hongos pertenecientes al género *Fusarium*, 4 a *Mucor*, 2 a *Aspergillus*, 1 a *Trichoderma*, 1 *Myrothecium*, 1 *Alternaria* y 1 *Rhizopus*.

Todos los hongos aislados tienen actividad lipasa, excepto el aislado perteneciente al género de *Alternaria*.

A través del ensayo de tolerancia al Cr (VI) se demostró que todos los hongos aislados son resistentes a la presencia del metal en el medio de cultivo.

El ensayo de remoción de Cr (VI) con biomasa activa mostró porcentajes de remoción de 26% y 97% en un tiempo prolongado de contacto.

El ensayo de remoción de Cr (VI) con las biombrasas inactivas de los hongos aislados presentó de 55% a 98% de remoción en menor tiempo de contacto. Siendo las biombrasas de *Aspergillus* sp. (II1) y *Rhizopus* sp. (II7.1) las que exhiben mayor remoción.

El proceso de remoción del Cr (VI) se explica con el modelo de pseudo-segundo orden, con ello se prueba que es un proceso en el que lleva a cabo una transferencia de masa líquido-sólido.

El análisis isotérmico demuestra que el proceso de adsorción forma una monocapa en superficie del biosorbente y que la temperatura de 40°C favorece el incremento del valor de  $q_m$  de acuerdo al modelo de Langmuir.

En tanto que el ajuste al modelo de Freundlich asegura que dicho proceso a diferentes concentraciones de Cr(VI) es favorable.

Los resultados obtenidos demuestran que las biombrasas de *Aspergillus* sp. y *Rhizopus* sp. son capaces de remover cromo hexavalente en disoluciones acuosas y con ello se establecen las bases para su potencial uso como una alternativa económica y amigable con el ambiente en procesos de descontaminación.

## **CAPÍTULO VIII**

### **PERSPECTIVAS**

Durante la realización del proyecto surgieron diversas áreas de oportunidad sobre las cuales se puede continuar trabajando en la línea de investigación.

Se recomienda implementar estrategias que permitan aumentar y escalar la producción de biomasa. También es importante encontrar técnicas para esterilizar la misma, debido a que se trabaja con géneros de hongos reportados como alérgenos, y el proceso de inactivación de la biomasa es reversible.

En el presente trabajo se utilizaron condiciones de laboratorio, es recomendable pasar a condiciones más realistas. Primero buscando el método de aplicación, probablemente se pueda crear un filtro con biomasa adherida o inmovilizada. Después usar aguas modeladas simulando condiciones reales, y finalmente, remediar aguas provenientes de efluentes industriales.

## BIBLIOGRAFÍA

- A. Dabrowski. 1999. *Adsorption and Its Applications in Industry and Environmental Protection*. edited by A. Dabrowski. Amsterdam: Elsevier B.V.
- Abbas, Salman H., Ibrahim M. Ismail, Tarek M. Mostafa, and Abbas H. Sulaymon. 2014. "Biosorption of Heavy Metals: A Review." *Journal of Chemical Science and Technology* 3(4):74–102.
- Abdu, Nafiu. 2010. *Availability , Transfer and Balances of Heavy Metals in Urban Agriculture of West Africa*.
- Abdu, Nafiu, Aliyu A. Abdullahi, and Aisha Abdulkadir. 2017. "Heavy Metals and Soil Microbes." *Environmental Chemistry Letters* 15(1):65–84.
- Abigail M, Evy Alice, Melvin S. Samuel, and Ramalingam Chidambaram. 2015. "Hexavalent Chromium Biosorption Studies Using *Penicillium Griseofulvum* MSR1 a Novel Isolate from Tannery Effluent Site: Box-Behnken Optimization, Equilibrium, Kinetics and Thermodynamic Studies." *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 49:156–64. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2014.11.026>).
- Abrunhosa, Luís, Felisbela Oliveira, Danielle Dantas, Cristiana Gonçalves, and Isabel Belo. 2013. "Lipase Production by *Aspergillus Ibericus* Using Olive Mill Wastewater." *Bioprocess and Biosystems Engineering* 36(3):285–91. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s00449-012-0783-4>).
- Adamson W., Arthur and Alice Gast P. 1997. *Physical Chemistry of Surfaces*. New York.
- Ahalya, N., T. V. Ramachandra, and R. D. Kanamadi. 2003. "Biosorption of Heavy Metals." *Research Journal of Chemistry and Enviroment* 7(4):71–79.
- Ahluwalia, Sarabjeet Singh and Dinesh Goyal. 2007. "Microbial and Plant Derived Biomass for Removal of Heavy Metals from Wastewater." *Bioresource Technology* 98(12):2243–57.
- Ahluwalia, Sarabjeet Singh and Dinesh Goyal. 2010. "Removal of Cr(VI) from Aqueous Solution by Fungal Biomass." *Engineering in Life Sciences* 10(5):480–85. Retrieved (<http://doi.wiley.com/10.1002/elsc.200900111>).
- Aksu, Z. and E. Balibek. 2007. "Chromium(VI) Biosorption by Dried *Rhizopus Arrhizus*: Effect of Salt (NaCl) Concentration on Equilibrium and Kinetic Parameters." *Journal of Hazardous Materials* 145(1–2):210–20. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389406013677>).
- Aksu, Zumriye, Yesim Sag, and Tulin Kutsal. 1992. "The Biosorpnon of Copperod by *C. Vulgaris* and *Z. Ramigera*." *Environmental Technology* 13(6):579–86. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1080/09593339209385186>).

- Alpatova, A., S. Verbych, M. Bryk, R. Nigmatullin, and Nidal Hilal. 2004. "Ultrafiltration of Water Containing Natural Organic Matter: Heavy Metal Removing in the Hybrid Complexation-Ultrafiltration Process." *Separation and Purification Technology* 40:155–62.
- Anand, Purnima, Jasmine Isar, Saurabh Saran, and Rajendra Kumar Saxena. 2006. "Bioaccumulation of Copper by *Trichoderma Viride*." *Bioresource Technology* 97(8):1018–25. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852405002518>).
- APHA/AWWA/WEF. 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. Washington, D.C.
- Arévalo-Rangel, Damaris L., Juan F. Cárdenas-González, Víctor M. Martínez-Juárez, and Ismael Acosta-Rodríguez. 2013. "Hexavalent Chromate Reductase Activity in Cell Free Extracts of *Penicillium Sp.*" *Bioinorganic Chemistry and Applications* 2013.
- Arshad, Anwer Md and Bushra Aishatul. 2015. "Aspergillus Niger-a Novel Heavy Metal Bio-Absorbent and Pesticide Tolerant Fungus." *Research Journal of Chemistry and Environment* 19(2):57–66.
- Arunakumara, K. K. I. U. and Xuecheng Zhang. 2007. "Heavy Metal Bioaccumulation and Toxicity with Special Reference to Microalgae." *Journal of Ocean University of China* 7(1):60–64.
- Asthana, Monika, Avnish Kumar, and B. S. Sharma. 2017. "Wastewater Treatment." Pp. 173–232 in *Principles and Applications of Environmental Biotechnology for a Sustainable Future*, edited by R. L. Singh. Singapore: Springer Singapore. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-1866-4>).
- Aziz, Hamidi A., Mohd N. Adlan, and Kamar S. Ariffin. 2008. "Heavy Metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr(III)) Removal from Water in Malaysia: Post Treatment by High Quality Limestone." *Bioresource Technology* 99(6):1578–83. Retrieved October 4, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852407003239?via%3Dihub>).
- Banakar, Shivakumar P., B. Thippeswamy, and K. J. Naveenkumar. 2012. "Isolation , Production and Partial Purification of Fungal Amylase from Forest Soils of Bhadra Wildlife Sanctuary , Western Ghats Isolation , Production and Partial Purification of Fungal Amylase from Forest Soils of Bhadra Wildlife Sanctuary , Western Gha." (April 2016).
- Barrera-Díaz, Carlos E., Violeta Lugo-Lugo, and Bryan Bilyeu. 2012. "A Review of Chemical, Electrochemical and Biological Methods for Aqueous Cr(VI) Reduction." *Journal of*

- Hazardous Materials* 223–224:1–12. Retrieved  
(<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.054>).
- Bayramoğlu, Gülay, Sema Bektaş, and M.Yaku. Arica. 2003. “Biosorption of Heavy Metal Ions on Immobilized White-Rot Fungus *Trametes Versicolor*.” *Journal of Hazardous Materials* 101(3):285–300. Retrieved  
(<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438940300178X>).
- Bayramoglu, Gulay, Ihsan Gursel, Yagmur Tunali, and M.Yakup Arica. 2009. “Biosorption of Phenol and 2-Chlorophenol by *Funalia Trogii* Pellets.” *Bioresource Technology* 100(10):2685–91. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.042>).
- Bellion, Marc, Mikaël Courbot, Christophe Jacob, Damien Blaudez, and Michel Chalot. 2006. “Extracellular and Cellular Mechanisms Sustaining Metal Tolerance in Ectomycorrhizal Fungi.” *FEMS Microbiology Letters* 254(2):173–81.
- Benka-Coker, M. O. and J. A. Ekundayo. 1997. “APPLICABILITY OF EVALUATING THE ABILITY OF MICROBES ISOLATED FROM AN OIL SPILL SITE TO DEGRADE OIL.” *Environmental Monitoring and Assessment* 45(3):259–72. Retrieved  
(<https://doi.org/10.1023/A:1005774602112>).
- Beyer, M., S. Röding, A. Ludewig, and J. A. Verreet. 2004. “Germination and Survival of *Fusarium Graminearum* Macroconidia as Affected by Environmental Factors.” *Journal of Phytopathology* 152(2):92–97. Retrieved October 17, 2017  
(<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1439-0434.2003.00807.x>).
- Bielicka, A., I. Bojanowska, and A. Wisniewski. 2005. “Two Faces of Chromium - Pollutant and Bioelement.” *Polish Journal of Environmental Studies* 14(1):5–10.
- Blanco, Alicia, Miguel Angel Sampedro, Begona Sanz, Maria J. Llama, and Juan L. Serra. 2000. “Immobilization of Non-Viable Cyanobacteria and Their Use for Heavy Metal Adsorption from Water.” *Environmental Biotechnology and Cleaner Bioprocesses*.
- Borràs, Eduard, Paqui Blánquez, Montserrat Sarrà, Glòria Caminal, and Teresa Vicent. 2008. “*Trametes Versicolor* Pellets Production: Low-Cost Medium and Scale-Up.” *Biochemical Engineering Journal* 42(1):61–66. Retrieved  
(<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1369703X08001873>).
- Buratto, Ana Paula, Raquel Dalla Costa, and Edilson da Silva Ferreira. 2012. “Aplicação de Biomassa Fúngica de *Pleurotus Ostreatus* Em Processo de Biossorção de Íons Cobre (II).” *Engenharia Sanitaria E Ambiental* 17(4):413–20. Retrieved  
([http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522012000400008&lng=pt&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522012000400008&lng=pt&tlng=pt)).



- Burkert, J. F. M., F. Maugeri, and M. I. Rodrigues. 2004. "Optimization of Extracellular Lipase Production by *Geotrichum* Sp. Using Factorial Design." *Bioresource Technology* 91(1):77–84. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852403001524>).
- Carlos, Filipe Selau, Patricia Giovanella, Jovana Bavaresco, Clarissa de Souza Borges, and Flavio Anastácio de Oliveira Camargo. 2016. "A Comparison of Microbial Bioaugmentation and Biostimulation for Hexavalent Chromium Removal from Wastewater." *Water, Air, and Soil Pollution* 227(6). Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2872-5>).
- Carrillo, Leonor. 2002. "Alternaria." *Los Hongos de Los Alimentos Y Forrajes* 81–86.
- Cervantes, C. et al. 2006. "Interacciones Microbianas Con Metales Pesados." *Revista Latinoamericana de Microbiología* 48(2):203–10.
- Cervantes, Carlos et al. 2001. "Interactions of Chromium with Microorganisms and Plants." *FEMS Microbiology Reviews* 25(3):335–47.
- Chan, Wai Kit, Dirk Wildeboer, Hemda Garelick, and Diane Purchase. 2016. "Mycoremediation of Heavy Metal/Metalloid-Contaminated Soil: Current Understanding and Future Prospects." Pp. 249–72 in, *Fungal Biology*, edited by D. Purchase. Cham: Springer International Publishing. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-42852-9>).
- Chen, Xunjun. 2015. "Modeling of Experimental Adsorption Isotherm Data." *Information (Switzerland)* 6(1):14–22.
- CHENG, Yangjian et al. 2009. "Identification and Characterization of the chromium(VI) Responding Protein from a Newly Isolated *Ochrobactrum Anthropi* CTS-325." *Journal of Environmental Sciences* 21(12):1673–78. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074208624729>).
- Chhikara, S., A. Hooda, L. Rana, and R. Dhankhar. 2010. "Chromium (VI) Biosorption by Immobilized *Aspergillus Niger* in Continuous Flow System with Special Reference to FTIR Analysis." *Journal of Environmental Biology* 31(5):561–66.
- Chojnacka, Katarzyna. 2010. "Biosorption and Bioaccumulation – the Prospects for Practical Applications." *Environment International* 36(3):299–307. Retrieved October 5, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412009002396?via%3Dihub>).
- Cordova, J. et al. 1998. "Lipase Production by Solid State Fermentation of Olive Cake and Sugar Cane Bagasse." *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic* 5(1):75–78. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1381117798000678>).
- Coreno-Alonso, A. et al. 2014. "Mechanisms of Interaction of Chromium with *Aspergillus Niger* Var *Tubingensis* Strain Ed8." *Bioresource Technology* 158:188–92.

- Costa, Beatriz de Oliveira and Ely Nahas. 2012. "Growth and Enzymatic Responses of Phytopathogenic Fungi to Glucose in Culture Media and Soil." *Brazilian Journal of Microbiology* 43(1):332–40. Retrieved ([http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1517-83822012000100039&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-83822012000100039&lng=en&nrm=iso&tlng=en)).
- Costa, Max. 2003. "Potential Hazards of Hexavalent Chromate in Our Drinking Water." *Toxicology and Applied Pharmacology* 188(1):1–5. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0041008X03000115>).
- Das, Sujoy K. and Arun K. Guha. 2009. "Biosorption of Hexavalent Chromium by *Termitomyces Clypeatus* Biomass: Kinetics and Transmission Electron Microscopic Study." *Journal of Hazardous Materials* 167(1–3):685–91. Retrieved October 16, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409000752>).
- Daynes, Cathal M., Peter A. McGee, and David J. Midgley. 2008. "Utilisation of Plant Cell-Wall Polysaccharides and Organic Phosphorus Substrates by Isolates of *Aspergillus* and *Penicillium* Isolated from Soil." *Fungal Ecology* 1(2):94–98. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1754504808000263>).
- Dehghani, Mohammad Hadi, Daryoush Sanaei, Imran Ali, and Amit Bhatnagar. 2016. "Removal of chromium(VI) from Aqueous Solution Using Treated Waste Newspaper as a Low-Cost Adsorbent: Kinetic Modeling and Isotherm Studies." *Journal of Molecular Liquids* 215:671–79. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.molliq.2015.12.057>).
- Departamento de microbiología UNLP, Universidad Nacional La Plata. 2010. "Fusariosis de La Espiga de Trigo. SECCIÓN I: Aislamiento E Identificación de *Fusarium* Spp . a Partir de Granos de Trigo . Relación Entre Ocurrencia de La Especie Y La Incidencia de La Enfermedad ." *Seidici* 14–38.
- Dhal, B., H. N. Thatoi, N. N. Das, and B. D. Pandey. 2013. "Chemical and Microbial Remediation of Hexavalent Chromium from Contaminated Soil and Mining/metallurgical Solid Waste: A Review." *Journal of Hazardous Materials* 250–251(Supplement C):272–91. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.01.048>).
- Dhankhar, Rajesh and Anju Hooda. 2011. "Fungal Biosorption-an Alternative to Meet the Challenges of Heavy Metal Pollution in Aqueous Solutions." *Environmental Technology* 32(5):467–91.
- Dhoro, Milcah. 2010. "IDENTIFICATION AND DIFFERENTIATION OF FUSARIUM SPECIES USING SELECTED MOLECULAR METHODS." University of Zimbabwe.
- Dubey, Shashi Prabha and Krishna Gopal. 2007. "Adsorption of chromium(VI) on Low Cost

- Adsorbents Derived from Agricultural Waste Material: A Comparative Study.” *Journal of Hazardous Materials* 145(3):465–70. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406014051>).
- Ezzouhri, L., E. Castro, M. Moya, F. Espinola, and K. Lairini. 2009. “Heavy Metal Tolerance of Filamentous Fungi Isolated from Polluted Sites in Tangier, Morocco.” *African Journal of Microbiology Research* 3(2):35–48. Retrieved (<http://www.academicjournals.org/journal/AJMR/article-abstract/FA6E69A12237>).
- Fernández, Y., E. Marañón, L. Castrillón, and I. Vázquez. 2005. “Removal of Cd and Zn from Inorganic Industrial Waste Leachate by Ion Exchange.” *Journal of Hazardous Materials* 126(1–3):169–75. Retrieved October 5, 2017 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389405003420>).
- Fleuri, Luciana Francisco and Harumi Sato. 2010. “Produção de Protoplastos E Lise Da Parede Celular de Leveduras Utilizando  $\beta$ -1, 3 Glucanase.” 30(2):471–76.
- Fomina, Marina and Geoffrey Michael Gadd. 2014. “Biosorption: Current Perspectives on Concept, Definition and Application.” *Bioresource Technology* 160:3–14. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>).
- Foo, K. Y. and B. H. Hameed. 2010. “Insights into the Modeling of Adsorption Isotherm Systems.” *Chemical Engineering Journal* 156(1):2–10. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894709006147>).
- Fu, Yuzhu and T. Viraraghavan. 2002. “Dye Biosorption Sites in *Aspergillus Niger*.” *Bioresource Technology* 82:139–45.
- Fukuda, Tsubasa, Yasuhiro Ishino, Akane Ogawa, Kazuyuo Tsutsumi, and Hiroshi Morita. 2008. “Cr(VI) Reduction from Contaminated Soils by *Aspergillus* Sp. N2 and *Penicillium* Sp. N3 Isolated from Chromium Deposits.” *The Journal of General and Applied Microbiology* 54(5):295–303. Retrieved (<http://joi.jlc.jst.go.jp/JST.JSTAGE/jgam/54.295?from=CrossRef>).
- Gadd, Geoffrey M. 2001. *Fungi in Bioremediation*. Published for the British Mycological Society [by] Cambridge University Press.
- GADD, GEOFFREY M. 2004. “Mycotransformation of Organic and Inorganic Substrates.” *Mycologist* 18(2):60–70. Retrieved October 16, 2017 ([http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0269915X04002022](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0269915X04002022)).
- Gadd, Geoffrey Michael. 2009. “Biosorption: Critical Review of Scientific Rationale, Environmental Importance and Significance for Pollution Treatment.” *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 84(1):13–28. Retrieved October 16, 2017

- (<http://doi.wiley.com/10.1002/jctb.1999>).
- Gams, W. and J. Bissett. 2002. "Morphology and Identification of Trichoderma." Pp. 3–31 in *Trichoderma and Gliocladium -Volume 1*, edited by C. P. Kubicek and G. E. Harman.
- García-Hernández, M. A., J. F. Villarreal-Chiu, and M. T. Garza-González. 2017. "Metallophilic Fungi Research: An Alternative for Its Use in the Bioremediation of Hexavalent Chromium." *International Journal of Environmental Science and Technology* 14(9):2023–38.
- Ghosh, Arpita, Manisha Ghosh Dastidar, and Trichur Ramaswamy Sreerkrishnan. 2016. "Bioremediation of a Chromium Complex Dye Using *Aspergillus Flavus* and *Aspergillus Tamarii*." *Chemical Engineering & Technology* 39(9):1636–44. Retrieved (<http://doi.wiley.com/10.1002/ceat.201500515>).
- Gola, Deepak et al. 2016. "Multiple Heavy Metal Removal Using an Entomopathogenic Fungi Beauveria Bassiana." *Bioresource Technology* 218(1–4):388–96. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.096>).
- Gombert, Andreas K., Annette L. Pinto, Leda R. Castilho, and Denise M. G. Freire. 1999. "Lipase Production by *Penicillium Restrictum* in Solid-State Fermentation Using Babassu Oil Cake as Substrate." *Process Biochemistry* 35(1):85–90. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0032959299000369>).
- Gopal Reddi, M. R., T. Gomathi, M. Saranya, and P. N. Sudha. 2016. "Adsorption and Kinetic Studies on the Removal of Chromium and Copper onto Chitosan-G-Malic Anhydride-G-Ethylene Dimethacrylate." *International Journal of Biological Macromolecules* 1–8. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.01.142>).
- Gopinath, S., A. Hilda, and P. Anbu. 2000. "Screening Methods for Detecting Lipolytic Enzymes-*Aspergillus* Species." *Acta Botanica Indica* 28(2):187–92.
- Gopinath, Subash C. B., Periasamy Anbu, Thangavel Lakshmipriya, and Azariah Hilda. 2013. "Strategies to Characterize Fungal Lipases for Applications in Medicine and Dairy Industry." *BioMed Research International* 2013:1–10. Retrieved (<http://www.hindawi.com/journals/bmri/2013/154549/>).
- Guibal, Eric., Christian. Roulph, and Pierre. Le Cloirec. 1995. "Infrared Spectroscopic Study of Uranyl Biosorption by Fungal Biomass and Materials of Biological Origin." *Environmental Science & Technology* 29(10):2496–2503. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1021/es00010a007>).
- Gupta, Rani, Perna Ahuja, Seema Khan, R. K. Saxena, and Harapriya Mohapatra. 2000. "Microbial Biosorbents: Meeting Challenges of Heavy Metal Pollution in Aqueous

- Solutions.” *Current Science* 78(8):967–73.
- Gupta, V. K., A. K. Shrivastava, and Neeraj Jain. 2001. “BIOSORPTION OF CHROMIUM ( VI ) FROM AQUEOUS SOLUTIONS BY GREEN ALGAE SPIRO G YRA SPECIES.” *Water Research* 35(17):4079–85.
- Guria, Manas Kumar, Arun Kumar Guha, and Maitree Bhattacharyya. 2014. “A Green Chemical Approach for Biotransformation of Cr(VI) to Cr(III), Utilizing Fusarium Sp. MMT1 and Consequent Structural Alteration of Cell Morphology.” *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2(1):424–33. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2014.01.016>).
- Hamad, Hewa Omar, M.Hakki Alma, Hero M. Ismael, and Ali Goceri. 2015. “The Effect of Some Sugars on the Growth of Aspergillus Niger.” *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Doğa Bilimleri Dergisi* 17(4):7. Retrieved (<http://dergipark.gov.tr/doi/10.18016/ksujns.28479>).
- Hansda, Arti, Vipin Kumar, and Anshumali. 2016. “A Comparative Review towards Potential of Microbial Cells for Heavy Metal Removal with Emphasis on Biosorption and Bioaccumulation.” *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 32(10).
- Harte, John. 1991. *Toxics A to Z: A Guide to Everyday Pollution Hazards*. University of California Press. Retrieved October 16, 2017 (<https://www.ucpress.edu/book.php?isbn=9780520072244#.WeQf6nkohiQ.mendeley>).
- Hasan, Fariha, Aamer Ali Shah, and Abdul Hameed. 2006. “Industrial Applications of Microbial Lipases.” *Enzyme and Microbial Technology* 39(2):235–51. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141022905004606>).
- Haynes, W. M. 2014. *CRC Handbook of Chemistry and Physics, 95th Edition*. CRC Press. Retrieved (<https://books.google.com.mx/books?id=bNDMBQAAQBAJ>).
- Ho, Y. S., D. A. John Wase, and C. F. Forster. 1995. “Batch Nickel Removal from Aqueous Solution by Sphagnum Moss Peat.” *Water Research* 29(5):1327–32. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004313549400236Z>).
- Ho, Y. S. and G. McKay. 1998. “A Comparison of Chemisorption Kinetic Models Applied to Pollutant Removal on Various Sorbents.” *Process Safety and Environmental Protection* 76(4):332–40. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957582098707657>).
- Hui, Tan Siew. 2013. “MORPHOLOGICAL CHARACTERIZATION AND SEQUENCE ANALYSIS OF 5 . 8S-ITS REGION OF Trichoderma SPECIES.” Universiti Tunku Abdul Rahman.

- instituto nacional de salud e higiene en el trabajo. 2014. "Alternaria Spp." *Databio* 1:4.
- Iram, Shazia, K. Parveen, J. Usman, Kinat Nasir, and N. Akhtar. 2012. "Heavy Metal Tolerance of Filamentous Fungal Strains Isolated from Soil Irrigated with Industrial Wastewater." *Biologija* 58(3):107–16. Retrieved (<http://www.lmaleidykla.lt/ojs/index.php/biologija/article/view/2527>).
- Jayanthi, M., D. Kanchana, P. Saranraj, and D. Sujitha. 2014. "Bioadsorption of Chromium by Penicillium Chrysogenum and Aspergillus Niger Isolated from Tannery Effluent." *International Journal of Microbiological Research* 5(1):40–47. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.08.005><http://www.pjoes.com/pdf/22.3/Pol.J. Environ. Stud. Vol. 22. No. 3. 691-697.pdf><http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0118999>[http://spod.tarc.edu.my/SAS/fulltext/201011/ACB2/Cheong Mun How.pdf](http://spod.tarc.edu.my/SAS/fulltext/201011/ACB2/Cheong%20Mun%20How.pdf)<http://www.aca>).
- Jensen, R. G. 1983. "Detection and Determination of Lipase (Acylglycerol Hydrolase) Activity from Various Sources." *Lipids* 18(9):650–57.
- Joutey, Nezha Tahri, Hanane Sayel, Wifak Bahafid, and El Ghachtouli. 2015. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 233*. edited by D. M. Whitacre. Cham: Springer International Publishing. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-10479-9>).
- Kalidhasan, S., A. Santhana Krishna Kumar, Vidya Rajesh, and N. Rajesh. 2016. "The Journey Traversed in the Remediation of Hexavalent Chromium and the Road Ahead toward Greener Alternatives-A Perspective." *Coordination Chemistry Reviews* 317:157–66. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ccr.2016.03.004>).
- Kanwar, Preeti, Tulika Mishra, and Gunjan Mukherjee. 2017. *Bioremediation and Sustainable Technologies for Cleaner Environment*. edited by M. Prashanthi, R. Sundaram, A. Jeyaseelan, and T. Kaliannan. Cham: Springer International Publishing. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-48439-6>).
- Kapoor, Anoop, T. Viraraghavan, and D. Roy Cullimore. 1999. "Removal of Heavy Metals Using the Fungus Aspergillus Niger." *Bioresource Technology* 70:95–104.
- Karthikeyan, K. G., H. A. Elliott, and F. S. Canon. 1996. *Enhanced Metal Removal from Wastewater by Coagulant Addition*. United States: Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, MI (United States). Retrieved (<http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/395296>).
- Kasthuri, A., S. Arivoli, V. Marimuthu, and A. Peter Pascal Regis. 2013. "Kinetic, Thermodynamic and Isotherm Studies on the Removal of Methylene Blue Dye Using Plaster of Paris." *IOSR Journal of Applied Chemistry* 2(4):33–40.

- Kaushik, A., H. R. Sharma, S. Jain, J. Dawra, and C. P. Kaushik. 2010. "Pesticide Pollution of River Ghaggar in Haryana, India." *Environmental Monitoring and Assessment* 160(1–4):61–69. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s10661-008-0657-z>).
- Khambhaty, Yasmin, Kalpana Mody, Shaik Basha, and Bhavanath Jha. 2009a. "Biosorption of Cr(VI) onto Marine *Aspergillus Niger*: Experimental Studies and Pseudo-Second Order Kinetics." *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 25(8):1413–21.
- Khambhaty, Yasmin, Kalpana Mody, Shaik Basha, and Bhavanath Jha. 2009b. "Kinetics, Equilibrium and Thermodynamic Studies on Biosorption of Hexavalent Chromium by Dead Fungal Biomass of Marine *Aspergillus Niger*." *Chemical Engineering Journal* 145(3):489–95.
- Kimbrough, David Eugene, Yoram Cohen, Arthur M. Winer, Lynn Creelman, and Clayton Mabuni. 1999. "A Critical Assessment of Chromium in the Environment." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29(1):1–46. Retrieved (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389991259164>).
- Kirkham, M. B. 2006. "Cadmium in Plants on Polluted Soils: Effects of Soil Factors, Hyperaccumulation, and Amendments." *Geoderma* 137(1–2):19–32. Retrieved September 29, 2017 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016706106002540>).
- Kishor, Preetam, V. C. Adya, Arijit Sengupta, and N. A. Salvi. 2017. "Understanding the Sorption Behavior of Tetra- and Hexavalent Plutonium on Fungus *Rhizopus Arrhizus* Dead Biomass." *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 311(1):903–12.
- Kononova, O. N. et al. 2000. "Ion Exchange Recovery of Nickel from Manganese Nitrate Solutions." *Hydrometallurgy* 54(2):107–15.
- Ksheminska, H. et al. 2005. "Chromium(III) and (VI) Tolerance and Bioaccumulation in Yeast: A Survey of Cellular Chromium Content in Selected Strains of Representative Genera." *Process Biochemistry* 40(5):1565–72. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0032959204002365>).
- Kumar, Rajender, Divya Bhatia, Rajesh Singh, and Narsi R. Bishnoi. 2012. "Metal Tolerance and Sequestration of Ni(II), Zn(II) and Cr(VI) Ions from Simulated and Electroplating Wastewater in Batch Process: Kinetics and Equilibrium Study." *International Biodeterioration and Biodegradation* 66(1):82–90. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.11.006>).
- Kumar, Rajender, Narsi R. Bishnoi, Garima, and Kiran Bishnoi. 2008. "Biosorption of chromium(VI) from Aqueous Solution and Electroplating Wastewater Using Fungal Biomass." *Chemical Engineering Journal* 135(3):202–8. Retrieved

- (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894707001350>).
- Kumar Seth, Rajendra, Shah Alam, and Shukla DN. 2016. "Isolation and Identification of Soil Fungi from Wheat Cultivated Area of Uttar Pradesh." *Journal of Plant Pathology & Microbiology* 7(11):10–12. Retrieved (<https://www.omicsonline.org/open-access/isolation-and-identification-of-soil-fungi-from-wheat-cultivated-area-ofuttar-pradesh-2157-7471-1000384.php?aid=82420>).
- Kwon, Hyuk Woo, Jun Young Kim, Min Ah Choi, Seung Yeol Son, and Seong Hwan Kim. 2014. "Characterization of *Myrothecium Roridum* Isolated from Imported Anthurium Plant Culture Medium." *Mycobiology* 42(1):82–85.
- Liao, Wei, Yan Liu, Craig Frear, and Shulin Chen. 2007. "A New Approach of Pellet Formation of a Filamentous Fungus - *Rhizopus Oryzae*." *Bioresource Technology* 98(18):3415–23.
- Lin, X. and J. Heitman. 2005. "Chlamyospore Formation during Hyphal Growth in *Cryptococcus Neoformans* Chlamyospore Formation during Hyphal Growth in *Cryptococcus Neoformans*." *Eukaryotic Cell* 4(10):1746–54.
- Liu, Ting et al. 2007. "Removal of Hexavalent Chromium by Fungal Biomass of *Mucor Racemosus*: Influencing Factors and Removal Mechanism." *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 23(12):1685–93.
- Lokeshkumar P. Ramteke and Parag Gogate R. 2016. "Treatment of Water Containing Heavy Metals Using a Novel Approach of Immobilized Modified Sludge Biomass Based Adsorbents." *Separation and Purification Technology* (163):215–27.
- Lu, Tao, Qi-lei Zhang, and Shan-jing Yao. 2016. "Fungal Applications in Sustainable Environmental Biotechnology." Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-42852-9>).
- Lu, X. L. et al. 2013. "Taxonomy and Epidemiology of *Mucor irregularis*, Agent of Chronic Cutaneous Mucormycosis." *Persoonia - Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi* 30(1):48–56. Retrieved (<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=0031-5850&volume=30&issue=1&spage=48>).
- Lu, Zhufeng, Hongmei Wang, Jiayou Li, Lixia Yuan, and Lianwen Zhu. 2015. "Adsorption Characteristics of Bio-Adsorbent on chromium(III) in Industrial Wastewater." *Water Science & Technology* 72(7):1051. Retrieved (<http://wst.iwaponline.com/cgi/doi/10.2166/wst.2015.237>).
- Malaviya, Piyush and Asha Singh. 2016. "Bioremediation of Chromium Solutions and Chromium Containing Wastewaters." *Critical Reviews in Microbiology* 42(4):607–33.



- Retrieved (<http://dx.doi.org/10.3109/1040841X.2014.974501>).
- Malik, D. S., C. K. Jain, and Anuj K. Yadav. 2016. "Removal of Heavy Metals from Emerging Cellulosic Low-Cost Adsorbents: A Review." *Applied Water Science*. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/s13201-016-0401-8>).
- Mane, PC, AB Bhosle, CM Jangam, and CV Wishwakarma. 2011. "Bioadsorption of Selenium by Pretreated Algal Biomass." *Advances in Applied Science Research* 2(2):202–7.
- Marañón, E., F. Suárez, F. Alonso, Y. Fernández, and H. Sastre. 1999. "Preliminary Study of Iron Removal from Hydrochloric Pickling Liquor by Ion Exchange." *Industrial & Engineering Chemistry Research* 38(7):2782–86. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1021/ie9806895>).
- McDougall, Dennis N. and Robert A. Blanchette. 1996. "Metal Ion Adsorption by Pseudosclerotial Plates of *Phellinus Weirii*." *Mycologia* 88(1):98–103. Retrieved (<http://www.jstor.org/stable/3760788>).
- McNeill, Laurie and Joan Mclean. 2012. "State of the Science of Hexavalent Chromium in Drinking Water." *Water Research Foundation* (May).
- Mehta, Akshita, Urgyn Bodh, and Reena Gupta. 2017. "Fungal Lipases : A Review." *Journal of Biotech Research* 8:58–77.
- Michalak, Izabela, Katarzyna Chojnacka, and Anna Witek-Krowiak. 2013. "State of the Art for the Biosorption Process—a Review." *Applied Biochemistry and Biotechnology* 170(6):1389–1416. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/s12010-013-0269-0>).
- Miranda Filho, Adalberto Luiz, Anne Karin Madureira Mota, Carla da Costa Cruz, Claudio Milton Montenegro Matias, and Aldo Pacheco Ferreira. 2011. "Hexavalent Chromium in Fish from the Sepetiba Bay in Rio de Janeiro, Brazil: A Risk Assessment to Human Health (Portuguese)." *Ambiente E Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 6(3):200–209. Retrieved (<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/568>).
- Mirbagheri, S. A. and Seyyed Nezam Hosseini. 2005. "Pilot Plant Investigation on Petrochemical Wastewater Treatment for the Removal of Copper and Chromium with the Objective of Reuse." *Desalination* 171(1):85–93. Retrieved October 4, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916405800086>).
- Mohammadian Fazli, Mehran et al. 2015. "Highly Cadmium Tolerant Fungi: Their Tolerance and Removal Potential." *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 13(1):19. Retrieved (<http://jehse.biomedcentral.com/articles/10.1186/s40201-015-0176-0>).
- Mondal, Naba Kumar and Soumi Roy. 2016. "Optimization Study of Adsorption Parameters for

- Removal of Phenol on Gastropod Shell Dust Using Response Surface Methodology.” *Clean Technologies and Environmental Policy* 18(2):429–47. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s10098-015-1026-6>).
- Mondal, Naba Kumar, Angela Samanta, Shampa Dutta, and Soumya Chatteraj. 2017. “Optimization of Cr(VI) Biosorption onto *Aspergillus Niger* Using 3-Level Box-Behnken Design: Equilibrium, Kinetic, Thermodynamic and Regeneration Studies.” *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology* 15(1):151–60. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jgeb.2017.01.006>).
- Monteagudo, José M. and María J. Ortiz. 2000. “Removal of Inorganic Mercury from Mine Waste Water by Ion Exchange.” *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 75(9):767–72. Retrieved ([http://dx.doi.org/10.1002/1097-4660\(200009\)75:9%3C767::AID-JCTB281%3E3.0.CO;2-1](http://dx.doi.org/10.1002/1097-4660(200009)75:9%3C767::AID-JCTB281%3E3.0.CO;2-1)).
- Morales-Barrera, Liliana et al. 2008. “Isolation, Identification and Characterization of a *Hypocrea Tawa* Strain with High Cr(VI) Reduction Potential.” *Biochemical Engineering Journal* 40(2):284–92.
- Moreira, M. T., A. Sanromain, and J. M. Lema. 1996. “Control of Pellet Morphology of Filamentous Fungi in Fluidized Bed Bioreactors by Means of a Pulsing Flow . Application to *Aspergillus Niger* and *Phanerochaete Chrysosporium*.” *Enzyme and Microbial Technology* 229(95):261–66.
- Mukherjee, Kakali, Rumpa Saha, Aniruddha Ghosh, and Bidyut Saha. 2013. “Chromium Removal Technologies.” *Research on Chemical Intermediates* 39(6):2267–86.
- Mungasavalli, Deepa Prabhu, Thiruvengkatachari Viraraghavan, and Yee-chung Jin. 2007. “Biosorption of Chromium from Aqueous Solutions by Pretreated *Aspergillus Niger*: Batch and Column Studies.” *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 301(1–3):214–23. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927775706009939>).
- Mutongo, Farai, Olga Kuipa, and Pardon K. Kuipa. 2014. “Removal of Cr ( VI ) from Aqueous Solutions Using Powder of Potato Peelings as a Low Cost Sorbent.” 2014.
- Naumann, Dieter. 2000. “Infrared Spectroscopy in Microbiology.” *Encyclopedia of Analytical Chemistry* 102–31. Retrieved (<http://doi.wiley.com/10.1002/9780470027318.a0117>).
- NMX-AA-044-SCFI-2014. 2014. “Análisis De Agua . - Medición De Cromo Hexavalente En Aguas Naturales , Salinas , Residuales Y Residuales Tratadas.” *Norma Mexicana*.
- Nwuche, Charles Ogugua and James Chukwuma Ogbonna. 2011. “Isolation of Lipase Producing Fungi from Palm Oil Mill Effluent (POME) Dump Sites at Nsukka.” *Brazilian Archives of*

- Biology and Technology* 54(1):113–16.
- Okeke, C. N. and B. N. Okolo. 1990. “The Effect of Cultural Conditions on the Production of Lipase by *Acremonium Strictum*.” *Biotechnology Letters* 12(10):747–50. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/BF01024733>).
- Olsson, G., B. M. Pott, L. Larsson, O. Holst, and H. T. Karlsson. 1994. “Microbial Desulfurization of Coal by *Thiobacillus Ferrooxidans* and Thermophilic Archaea.” *Fuel Processing Technology* 40(2):277–82. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0378382094901503>).
- Pagano, Michele, Domenico Petruzzelli, G. TIRAVANTI, and R. PASSINO. 2000. “Pb/Fe Separation and Recovery from Automobile Battery Wastewaters by Selective Ion Exchange.” *Solvent Extraction and Ion Exchange - SOLVENT EXTR ION EXCH* 18:387–99.
- Pagnanelli, Francesca, A. Esposito, L. Toro, and F. Vegliò. 2003. “Metal Speciation and pH Effect on Pb, Cu, Zn and Cd Biosorption onto *Sphaerotilus Natans*: Langmuir-Type Empirical Model.” *Water Research* 37(3):627–33.
- Pakade, Vusumzi Emmanuel, Themba Dominic Ntuli, and Augustine Enakpodia Ofomaja. 2016. “Biosorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Solutions by Macadamia Nutshell Powder.” *Applied Water Science* 6(20):1–16. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/s13201-016-0412-5>).
- Panagiotou, Gianni, Fotini Pachidou, Dimitris Petroustos, Lisbeth Olsson, and Paul Christakopoulos. 2008. “Fermentation Characteristics of *Fusariumoxysporum* Grown on Acetate.” *Bioresource Technology* 99(15):7397–7401. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408000308>).
- Park, Donghee, Yeoung Sang Yun, Ji Hye Jo, and Jong Moon Park. 2005. “Mechanism of Hexavalent Chromium Removal by Dead Fungal Biomass of *Aspergillus Niger*.” *Water Research* 39(4):533–40.
- Park, Donghee, Yeoung Sang Yun, and Jong Moon Park. 2004. “Reduction of Hexavalent Chromium with the Brown Seaweed *Ecklonia* Biomass.” *Environmental Science and Technology* 38(18):4860–64.
- Park, Donghee, Yeoung Sang Yun, and Jong Moon Park. 2005. “Use of Dead Fungal Biomass for the Detoxification of Hexavalent Chromium: Screening and Kinetics.” *Process Biochemistry* 40(7):2559–65.
- Pernía, Beatriz, Jhonny R. Demey, Ysvic Inojosa, and Leopoldo Naranjo-Briceño. 2012. “Biodiversidad Y Potencial Hidrocarbonoclastico de Hongos Aislados de Crudo Y Sus

- Derivados : Un Meta-Análisis Biodiversity and Hydrocarbonoclastic Potencial of Fungi Isolated from Crude and Petroleum Derivates : A Meta-Analysis Abstract.” *Rev. Latinoam. Biotecnol. Amb. Algal* 3(1):1–39. Retrieved (<http://www3.inecol.edu.mx/relbaa/>).
- Petrović, S. E., M. Škrinjar, A. Bećarević, I. F. Vujičić, and L. Banka. 1990. “Effect of Various Carbon Sources on Microbial Lipases Biosynthesis.” *Biotechnology Letters* 12(4):299–304. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/BF01093525>).
- Prabhakar, Thota, Bhogavalli Praveen Kumar, Vallem Prasad Rao, and Sreerangam Venkateswar. 2012. “BIOCHEMICAL CHARACTERIZATION OF AN EXTRACELLULAR LIPASE FROM NEW STRAIN OF RHIZOPUS SP ISOLATED FROM OIL CONTAMINATED SOIL Department of Biotechnology , Teegala Krishna Reddy College of Engineering and Technology , Medbowli , Department of Chemical Engine.” *International Journal of Plant, Animal and Enviromental Sciences* 2(3):41–45.
- Pradhan, Debabrata, Lala Behari Sukla, Matthew Sawyer, and Pattanathu K. S. M. Rahman. 2017. “Recent Bioreduction of Hexavalent Chromium in Wastewater Treatment: A Review.” *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 55:1–20. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jiec.2017.06.040>).
- Prats, Guillem. 2006. “Microbiología Clínica.” (factor X):366.
- Preethi, Jayaram, Subbaiah Muthu Prabhu, and Sankaran Meenakshi. 2017. “Effective Adsorption of Hexavalent Chromium Using Biopolymer Assisted Oxyhydroxide Materials from Aqueous Solution.” *Reactive and Functional Polymers* 117(May):16–24.
- Qayyum, Sadia et al. 2016. “Bioaccumulation of Heavy Metals from Aqueous Solution Using Indigenous Fungal Isolates.” 45(April):499–507.
- Quezado Duval, A. M. et al. 2010. “New Hosts of Myrothecium SPP . In Brazil and a Preliminary In Vitro Assay of Fungicides.” *Brazilian Journal of Microbiology* 41:246–52.
- Ren, Binqiao, Yuting Zhang, Luyang Zhao, and Xiaochen Zhang. 2015. “Biosorption of Chromium by the Spores of *Aspernigillus Niger*.” *International Conference on Mechatronics, Electronic, Industrial and Control Engineering* 3(Meic):833–36.
- Revista iberoamericana de micología. 2002. “*Rhizopus Stolonifer* (Ehrenberg: Fries) Vuillemin Del.” P. 38 in *Revista iberoamericana de micología*.
- Rizzo, D. M., R. A. Blanchette, and M. A. Palmer. 1992. “Biosorption of Metal Ions by *Armillaria Rhizomorphs*.” *Canadian Journal of Botany* 70(8):1515–20. Retrieved October 16, 2017 (<http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/b92-190>).
- Roane, T. M. and I. L. Pepper. 2000. “Microorganisms and Metal Pollution, in Environmental Microbiology.” *Academic Press, London* 55.

- Salihu, A., Z. Alam, M. I. AbdulKarim, and H. M. Salleh. 2011. "Suitability of Using Palm Oil Mill Effluent as a Medium for Lipase Production." *African Journal of Biotechnology* 10(11):2044–52. Retrieved (<http://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/93111>).
- El Samrani, A. G., B. S. Lartiges, and F. Villieras. 2008. "Chemical Coagulation of Combined Sewer Overflow: Heavy Metal Removal and Treatment Optimization." *Water Research* 42(4–5):951–60. Retrieved October 5, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135407006112?via%3Dihub>).
- Samuel, MS, E. A. Abigail M, and Ramalingam Chidambaram. 2015. "Biosorption of Cr(VI) by *Ceratocystis Paradoxa* MSR2 Using Isotherm Modelling, Kinetic Study and Optimization of Batch Parameters Using Response Surface Methodology." *PLoS ONE* 10(3):1–23.
- Samuel, MS, Evy Alice Abigail M, and Ramalingam Chidambaram. 2015. "Isotherm Modelling, Kinetic Study and Optimization of Batch Parameters Using Response Surface Methodology for Effective Removal of Cr(VI) Using Fungal Biomass." *PLoS ONE* 10(3):1–15.
- Samuels, Gary J. 2006. "*Trichoderma*: Systematics, the Sexual State, and Ecology." *Phytopathology* 96(2):195–206. Retrieved (<http://apsjournals.apsnet.org/doi/abs/10.1094/PHYTO-96-0195>).
- Sari, Ahmet and Mustafa Tuzen. 2009a. "Biosorption of As(III) and As(V) from Aqueous Solution by Macrofungus (*Inonotus Hispidus*) Biomass: Equilibrium and Kinetic Studies." *Journal of Hazardous Materials* 164(2):1372–78. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408013897>).
- Sari, Ahmet and Mustafa Tuzen. 2009b. "Kinetic and Equilibrium Studies of Biosorption of Pb(II) and Cd(II) from Aqueous Solution by Macrofungus (*Amanita Rubescens*) Biomass." *Journal of Hazardous Materials* 164(2):1004–11. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408013228>).
- Savitha, J. et al. 2007. "Identification of Potential Fungal Strain(s) for the Production of Inducible, Extracellular and Alkalophilic Lipase." *African Journal of Biotechnology* 6(5):564–68. Retrieved (<http://www.academicjournals.org/AJB>).
- Seguridad e Higiene Instituto Nacional. 2012. "Fichas de Agentes Biológicos: *Aspergillus* Spp." *Databio* 5. Retrieved ([http://www.insht.es/RiesgosBiologicos/Contenidos/Fichas de agentes biologicos/Fichas/Hongos/Ficha Aspergillus spp.pdf](http://www.insht.es/RiesgosBiologicos/Contenidos/Fichas%20de%20agentes%20biologicos/Fichas/Hongos/Ficha%20Aspergillus%20spp.pdf)).
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 1997. "NOM-001-SEMARNAT-1996 NORMA OFICIAL MEXICANA, QUE ESTABLECE LOS LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE

- AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES.” *Diario Oficial de La Federación* 1–2.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 1998a. “NOM-002-SEMARNAT-1996 NORMA OFICIAL MEXICANA, QUE ESTABLECE LOS LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL.” *Diario Oficial de La Federación* 1–2.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 1998b. “NOM-003-SEMARNAT-1997 NORMA OFICIAL MEXICANA, QUE ESTABLECE LOS LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES PARA LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS QUE SE REUSEN EN SERVICIOS AL PUBLICO.” *SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente Y Recursos Naturales* 7. Retrieved ([http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NormasOficialesMexicanas.pdf%5Cnhttp://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997](http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NormasOficialesMexicanas.pdf%5Cnhttp://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997)).
- Sen, Mousumi and Resting Cells. 2012. “A Comparative Study on Biosorption of Cr ( VI ) by *Fusarium Solani* under Different Growth Conditions.” 2012(September):146–52.
- Sengupta, Arijit, Meera Keskar, and Sk. Jayabun. 2016. “Sorption Behaviour of Metal Ion on Thorium Tungstate Synthesized by Solid State Route.” *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 310(3):979–89. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s10967-016-4895-1>).
- Sengupta, Arijit, Jayabun Sk., Anil Boda, and Sk.Musharaf Ali. 2016. “An Amide Functionalized Task Specific Carbon Nanotube for the Sorption of Tetra and Hexa Valent Actinides: Experimental and Theoretical Insight.” *RSC Advances* 6(46):39553–62. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1039/C6RA07986E>).
- Senol, Aynur. 2004. “Amine Extraction of chromium(VI) from Aqueous Acidic Solutions.” *Separation and Purification Technology* 36(1):63–75. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586603001539>).
- Shammas, Nazih K. 2005. “Coagulation and Flocculation.” Pp. 103–39 in *Physicochemical Treatment Processes*. Totowa, NJ: Humana Press. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1385/1-59259-820-x:103>).
- Sharma, Neha and Vikas. C. Gupta. 2012. “Batch Biodegradation of Phenol of Paper and Pulp Effluent by *Aspergillus Niger*.” *International Journal of Chemical Engineering and Applications* 3(3):182–86. Retrieved (<http://www.ijcea.org/show-37-442-1.html>).
- Sharma, Seema and Alok Adholeya. 2012. “Hexavalent Chromium Reduction in Tannery Effluent by Bacterial Species Isolated from Tannery Effluent Contaminated Soil.” *Journal*

- of Environmental Science and Technology* 5(3):142–54.
- Sharma, Smiley and Piyush Malaviya. 2016. “Bioremediation of Tannery Wastewater by Chromium Resistant Novel Fungal Consortium.” *Ecological Engineering* 91:419–25. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.005>).
- Singh, Abhishek Kumar and Mausumi Mukhopadhyay. 2012. “Overview of Fungal Lipase: A Review.” *Applied Biochemistry and Biotechnology* 166(2):486–520. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s12010-011-9444-3>).
- Singh, Rajesh and Narsi R. Bishnoi. 2015. “Biotransformation Dynamics of chromium(VI) Detoxification Using *Aspergillus Flavus* System.” *Ecological Engineering* 75:103–9.
- Singh, Rajesh, Mukesh Kumar, and Narsi R. Bishnoi. 2016. “Development of Biomaterial for chromium(VI) Detoxification Using *Aspergillus Flavus* System Supported with Iron.” *Ecological Engineering* 91:31–40. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.060>).
- Sivakumar, D. 2016. “Biosorption of Hexavalent Chromium in a Tannery Industry Wastewater Using Fungi Species.” *Global Journal of Environmental Science and Management* 2(2):105–24.
- Sobol, Zhanna and Robert H. Schiestl. 2012. “Intracellular and Extracellular Factors Influencing Cr(VI and Cr(III) Genotoxicity.” *Environmental and Molecular Mutagenesis* 53(2):94–100. Retrieved October 4, 2017 (<http://doi.wiley.com/10.1002/em.20679>).
- Someda, H. H., E. A. El-Shazly, and R. R. Sheha. 2005. “The Role of Some Compounds on Extraction of chromium(VI) by Amine Extractants.” *Journal of Hazardous Materials* 117(2):213–19. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389404004765>).
- Srivastava, Shalini, S. B. Agrawal, and M. K. Mondal. 2015. “Biosorption Isotherms and Kinetics on Removal of Cr(VI) Using Native and Chemically Modified *Lagerstroemia Speciosa* Bark.” *Ecological Engineering* 85:56–66. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.011>).
- Srivastava, Vimal Chandra, Indra Deo Mall, and Indra Mani Mishra. 2007. “Adsorption Thermodynamics and Isothermic Heat of Adsorption of Toxic Metal Ions onto Bagasse Fly Ash (BFA) and Rice Husk Ash (RHA).” *Chemical Engineering Journal* 132(1):267–78. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894707000125>).
- SUMATHI, K. 2005. “Use of Low-Cost Biological Wastes and Vermiculite for Removal of Chromium from Tannery Effluent.” *Bioresource Technology* 96(3):309–16. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852404001555>).

- Sumathy, R., M. Vijayalakshmi, and M. Deecaraman. 2012. "Studies on Lipase Production from Fungal Strains by Different Inducers at Varied Concentrations - A Comparative Study." *International Journal of Environmental Sciences* 3(3):1072–78.
- Suresh, A. et al. 2013. "Development of Alternate Extractants for Separation of Actinides." *Energy Procedia* 39(Dd):120–26. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2013.07.198>).
- Sylvia, D. M. 2005. *Principles and Applications of Soil Microbiology*. Upper Saddle River, N.J.: Pearson Prentice Hall.
- Sztajer, Helena and Irena Maliszewska. 1989. "The Effect of Culture Conditions on Lipolytic Productivity of *Penicillium Citrinum*." *Biotechnology Letters* 11(12):895–98. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/BF01026848>).
- Tereshina, V. M., A. P. Mar'in, V. N. Kosyakov, V. P. Kozlov, and E. P. Feofilova. 1999. "Different Metal Sorption Capacities of Cell Wall Polysaccharides of *Aspergillus Niger*." *Applied Biochemistry and Microbiology* 35(4):389–92.
- Thacker, Urvashi and Datta Madamwar. 2005. "Reduction of Toxic Chromium and Partial Localization of Chromium Reductase Activity in Bacterial Isolate DM1." *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 21(6–7):891–99. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/s11274-004-6557-7>).
- Thakur, Sumita. 2012. "Lipases, Its Sources, Properties and Applications: A Review." *International Journal of Scientific & Engineering Research* 3(7):1–29.
- Thomma, Bart P. H. J. 2003. "Alternaria Spp.: From General Saprophyte to Specific Parasite." *Molecular Plant Pathology* 4(4):225–36. Retrieved (<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1364-3703.2003.00173.x>).
- Torres D., KATERINE and TATIANAN Zuluaga M. 2009. "BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS." Univesidad Nacional de Colombia.
- U.S. Enviromental Protection Agency. 1998. *Toxicological Review of Hexavalent Chromium*. Washington, D.C. Retrieved (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22050403>).
- Vale, Maria do Socorro, Ronaldo Ferreira do Nascimento, Renato Carrhá Leitão, and Sandra Tédde Santaella. 2016. "Cr and Zn Biosorption by *Aspergillus Niger*." *Environmental Earth Sciences* 75(6):462. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s12665-016-5343-9>).
- Vankar, Padma S. and Dhara Bajpai. 2008. "Phyto-Remediation of Chrome-VI of Tannery Effluent by *Trichoderma* Species." *Desalination* 222(1–3):255–62. Retrieved October 16, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001191640700776X>).



- Veglio', F. and F. Beolchini. 1997. "Removal of Metals by Biosorption: A Review." *Hydrometallurgy* 44(3):301–16.
- Vendruscolo, Francielo, Glalber Luiz, Nelson Roberto, and Antoniosi Filho. 2016. "International Biodeterioration & Biodegradation Biosorption of Hexavalent Chromium by Microorganisms." *International Biodeterioration & Biodegradation* 119:1–9. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.008>).
- Vendruscolo, Francielo, Glalber Luiz da Rocha Ferreira, and Nelson Roberto Antoniosi Filho. 2017. "Biosorption of Hexavalent Chromium by Microorganisms." *International Biodeterioration and Biodegradation* 119:87–95. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.008>).
- Vijayaraghavan, K. and R. Balasubramanian. 2015. "Is Biosorption Suitable for Decontamination of Metal-Bearing Wastewaters? A Critical Review on the State-of-the-Art of Biosorption Processes and Future Directions." *Journal of Environmental Management* 160:283–96. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.06.030>).
- Vijayaraghavan, K. and Yeoung-Sang Yun. 2008. "Bacterial Biosorbents and Biosorption." *Biotechnology Advances* 26(3):266–91. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0734975008000177>).
- Wallwork, G. R. 1976. "The Oxidation of Alloys." *Reports on Progress in Physics* 39(5):401. Retrieved (<http://stacks.iop.org/0034-4885/39/i=5/a=001>).
- Wang, Jianlong and Can Chen. 2009. "Biosorbents for Heavy Metals Removal and Their Future." *Biotechnology Advances* 27(2):195–226. Retrieved October 16, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0734975008001109?via%3Dihub>).
- Wang, Jianlong and Can Chen. 2014. "Chitosan-Based Biosorbents: Modification and Application for Biosorption of Heavy Metals and Radionuclides." *Bioresource Technology* 160:129–41. Retrieved October 16, 2017 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413019500?via%3Dihub>).
- Wang, Jing song, Xin jiang Hu, Yun guo Liu, Shui bo Xie, and Zheng lei Bao. 2010. "Biosorption of Uranium (VI) by Immobilized Aspergillus Fumigatus Beads." *Journal of Environmental Radioactivity* 101(6):504–8.
- Wassie, Abrham Bayeh and Vimal Chandra Srivastava. 2016. "Teff Straw Characterization and Utilization for Chromium Removal from Wastewater: Kinetics, Isotherm and Thermodynamic Modelling." *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4(1):1117–25. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2016.01.019>).
- Weber, Walter J. and J.Carrell Morris. 1963. "Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution."

*Journal of the Sanitary Engineering Division* 89(2):31–60.

- Wouters, J. T. M. 1967. “The Effect of Tweens on the Lipolytic Activity of *Geotrichum Candidum*.” *Antonie van Leeuwenhoek* 33(1):365–80. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/BF02045589>).
- Wu, Shih Hsiung, Zhi Wei Guo, and Charles J. Sih. 1990. “Enhancing the Enantioselectivity of *Candida* Lipase-Catalyzed Ester Hydrolysis via Noncovalent Enzyme Modification.” *Journal of the American Chemical Society* 112(5):1990–95. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1021/ja00161a052>).
- Yazdani, Mazyar, Chee Kong Yap, Faridah Abdullah, and Soon Guan Tan. 2010. “An in Vitro Study on the Adsorption, Absorption and Uptake Capacity of Zn by the Bioremediator *Trichoderma Atroviride*.” 3(1):53–59.
- Zafar, Shaheen, Farrukh Aqil, and Iqbal Ahmad. 2007. “Metal Tolerance and Biosorption Potential of Filamentous Fungi Isolated from Metal Contaminated Agricultural Soil.” *Bioresource Technology* 98(13):2557–61.
- Zhou, J. L. 1999. “Zn Biosorption by *Rhizopus Arrhizus* and Other Fungi.” *Applied Microbiology and Biotechnology* 51(5):686–93. Retrieved (<https://doi.org/10.1007/s002530051453>).
- Zwinkels, Joanne. 2015. “Light, Electromagnetic Spectrum.” Pp. 1–8 in *Encyclopedia of Color Science and Technology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-27851-8>).
- (<https://www.google.com.mx/maps/@25.7210581,-100.3243023,11.38z>)

## RESUMEN BIOGRÁFICO



**Ileana Castro González**

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con Orientación en Biotecnología

**TESIS: AISLAMIENTO DE HONGOS Y SU USO COMO MATERIAL BIOSORBENTE CON CAPACIDAD DE REMOVER CROMO HEXAVALENTE**

Campo de estudio: Biotecnología Ambiental

Datos personales: Nacida en Monterrey Nuevo León, el 31 de enero de 1991, hija de María de Lourdes González Delgado y Rafael Castro Grandos

Educación: Egresada de la Universidad Autónoma de Nuevo León, grado obtenido Químico Bacteriólogo Parasitólogo en el 2012 con tesis de investigación.

Experiencia profesional: Asistente de investigación en el Instituto de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Biológicas desde el año 2012 a la fecha. Instructora de prácticas de laboratorio de licenciatura para las materias Fermentación de alimentos y Biotecnología Industrial en el 2015 y 2016 FCB, UANL. Maestra de licenciatura de la materia de Biotecnología en el curso de verano 2017, FCB, UANL. Maestra de Física en los cursos propedéuticos 2017 en julio 2017, FCB, UANL. Maestra de laboratorio de Química en FIME, UANL, Agosto-Diciembre 2017.