

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA
REMOCIÓN DE METALES PESADOS Y COLORANTES A NIVEL
LABORATORIO**

Por

RUBY YARISOL SALAZAR ALPUCHE

**Como requisito parcial para obtener el Grado de DOCTOR EN CIENCIAS con
Especialidad en Biotecnología**

SEPTIEMBRE, 2007

APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA
REMOCIÓN DE METALES PESADOS Y COLORANTES A NIVEL
LABORATORIO

Comité de Tesis

Dra. Katiushka Arévalo Niño
Director de Tesis

Dr. José María Viader Salvadó
Secretario

Dr. Luis J. Galán Wong
Vocal

Dra. Lilia H. Morales Ramos
Vocal

Dra. María Julia Verde Star
Vocal

APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA
REMOCIÓN DE METALES PESADOS Y COLORANTES A NIVEL
LABORATORIO

Comité Académico de Doctorado

Subdirector de Estudios de Postgrado

TABLA DE CONTENIDO

Sección	Página
1. RESUMEN Y ABSTRACT.....	13
2. INTRODUCCIÓN	15
3. HIPÓTESIS.....	17
4. OBJETIVOS	18
4.1 Objetivo general.....	18
4.2 Objetivos particulares.....	18
5. ANTECEDENTES.....	19
5.1 Contaminación Ambiental	19
5.1.1 Medio Ambiente.....	19
5.1.2 Impacto Ambiental.....	20
5.1.3 Contaminación	21
5.2 Contaminantes Ambientales	21
5.2.1 Metales Pesados	21
5.2.1.1. Plomo.	22
5.2.1.1.1 Propiedades	23
5.2.1.1.2 Estado Natural.....	23
5.2.1.1.3 Aplicaciones.....	24
5.2.1.1.4. Producción.	25
5.2.1.1.5 Toxicidad.....	25
5.2.1.1.6 Contaminación por Plomo	26
5.2.1.2 Cadmio.	26
5.2.1.2.1 Propiedades	26
5.2.1.2.2 Estado Natural.....	26
5.2.1.2.3 Aplicaciones.....	27
5.2.1.2.4 Toxicidad.....	27
5.2.1.2.5 Contaminación por Cadmio.	28
5.2.1.3 Zinc	30
5.2.1.3.1 Propiedades	30
5.2.1.3.2 Estado Natural.....	30
5.2.1.3.3 Aplicaciones.....	31

5.2.1.3.4 Producción.....	31
5.2.1.3.5 Toxicidad.....	32
5.2.1.3.6 Contaminación por Zinc.....	33
5.2.2 Colorantes.....	34
5.2.2.1 Importancia de los colorantes como contaminantes.....	37
5.2.2.2 Cristal Scarlet y Rojo Ponceau.....	38
5.2.2.2.1 Clasificación de acuerdo a su estructura.....	39
5.2.2.2.2 Clasificación de acuerdo a su aplicación.....	39
5.2.2.3. Azul Reactivo de Remazol Brillante (RBBR).....	40
5.3 Agua.....	41
5.3.1 Propiedades.....	41
5.3.2 Estado Natural.....	41
5.3.3 Importancia.....	42
5.3.4 Contaminación del Agua.....	43
5.4 Tratamiento y Eliminación de Residuos Químicos.....	45
5.4.1 Procesos Físicos.....	46
5.4.2 Procesos Químicos.....	47
5.4.2.1 Métodos Actuales de Remoción de Colorantes de Efluentes Industriales.....	48
5.4.3 Procesos Biológicos.....	50
5.4.3.1 Biorremediación.....	50
5.4.3.1.1 Bioacumulación.....	50
5.4.3.1.2 Biosorción.....	51
5.4.4 Incineración.....	52
5.4.5 Uso de Biopolímeros para Remoción de Metales y Colorantes.....	52
5.5 Biopolímeros.....	54
5.5.1 Polisacáridos o Carbohidratos.....	54
5.5.1.1 Pectina.....	55
5.5.1.2 Quitosan.....	59
5.5.1.3 Complejos Polielectrólitos.....	65
5.5.1.3.1 CPE Quitosan-Pectina.....	66
6. MÉTODOS.....	69
6.1 Elaboración y Evaluación de la capacidad del CPE Q-P de remover contaminantes.....	69
6.1.1 Elaboración de las Disoluciones Poliméricas para el CPE Quitosan-Pectina.....	70
6.1.1.1 Análisis de Metales Pesados en los Biopolímeros.....	70
6.1.2 Evaluar la Capacidad del CPE Quitosan-Pectina de Remover Metales Pesados en Disolución.....	71
6.1.2.1 Diseño de Experimentos.....	71
6.1.2.2 Elaboración de las Disoluciones de Metales Pesados.....	71
6.1.2.3 Evaluación del Efecto del pH en la Remoción de Metales.....	72
6.1.2.4 Evaluación del Tiempo de Reacción o Equilibrio.....	74
6.1.2.5 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de Pb ²⁺ , Cd ²⁺ y Zn ²⁺	75

6.1.3 Evaluar la Capacidad del CPE Quitosan-Pectina de Remover Colorantes Textiles en Disolución.....	76
5.1.3.1 Diseño de Experimentos.	76
6.1.3.2 Elaboración de Disoluciones Poliméricas.....	77
6.1.3.3 Elaboración de las Disoluciones de los Colorantes.	77
6.1.3.4 Determinación de la Longitud de Onda de Máxima Absorción del Colorante.....	78
6.1.3.5 Evaluación del Efecto del pH en la Remoción de Colorantes.	78
6.1.3.6 Evaluación del Tiempo de Reacción o Equilibrio en la Remoción de Colorantes Textiles.....	80
6.1.3.7 Evaluación de la Temperatura y Concentración en la Remoción de Colorantes Textiles.....	81
 7. RESULTADOS.....	 83
7.1. Evaluar la Capacidad del CPE Q-P de Remover Metales Pesados en Disolución.....	83
7.1.1. Análisis de Metales Pesados en los Biopolímeros.....	83
7.1.2. Efecto del pH en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}	84
7.1.3 Efecto del Tiempo de Reacción o Equilibrio en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}	90
7.1.4 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}	96
7.2. Evaluar la Capacidad del CPE Q-P de Remover Colorantes Textiles en Disolución.....	115
7.2.1 Determinación de longitud de onda máxima del colorante.....	115
7.2.2. Efecto del pH en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.	115
7.2.3. Efecto del Tiempo de Reacción en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Poncea y RBBR.....	122
7.2.4 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.....	129
 8. DISCUSION	 151
 9 CONCLUSIONES	 162
 10 LITERATURA CITADA.....	 165

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Ventajas y desventajas de los métodos actuales para la remoción de color de efluentes industriales	49
II	Contenido de Metales pesados en los Biopolímeros Pectina y Quitosan	83
II	Efecto del pH en la remoción de Plomo	85
IV	Efecto del pH en la remoción de Cadmio	86
V	Efecto del pH en la Remoción de Zinc	88
VI	Efecto del Tiempo de Reacción en la Remoción de Plomo	91
VII	Efecto del tiempo de reacción en la remoción de Cadmio	93
VIII	Efecto del tiempo de reacción en la remoción de Zinc	94
IX	Remoción de Plomo por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones	98
X	Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Cadmio	103
XI	Efecto de la Temperatura y Concentración en la Remoción de Zinc	108

XII	Efecto del pH en la remoción del colorante Cristal Scarlet	116
XIII	Efecto del pH en la remoción del colorante Rojo Ponceau	118
XIV	Efecto del pH en la remoción del colorante RBBR	121
XV	Efecto del Tiempo de reacción en la remoción del colorante Cristal Scarlet	123
XVI	Efecto del Tiempo de reacción en la remoción del colorante Rojo Ponceau	125
XVII	Efecto del Tiempo de reacción en la remoción del colorante RBBR	128
XVIII	Remoción del colorante Cristal Scarlet por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones	132
XIX	Remoción del colorante Rojo Ponceau por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones	138
XX	Remoción del colorante RBBR por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones	144

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Estructura del colorante Cristal Scarlet	38
2	Estructura del colorante Rojo Ponceau	39
3	Estructura del colorante Azul Reactivo de Remazol Brillante (RBBR)	40
4	Estructura principal de la Pectina	56
5	Estructura principal del Quitosan Ilustración esquemática de la estructura principal del Quitosan	60
6	CPE quitosan-pectina	67
7	CPE quitosan-pectina visto en un microscopio confocal en campo oscuro resolución	73
8	Efecto del pH en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} en disolución	89
9	Efecto del tiempo de reacción en la remoción de Plomo, Cadmio y Zinc	95
10	Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a 25°C	99
11	Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a 35°C	100

12	Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a 45°C	101
13	Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a 25°C	104
14	Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a 35°C	105
15	Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a 45°C	106
16	Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a 25°C	109
17	Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a 35°C	110
18	Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a 45°C	111
19	Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 25°C	112
20	Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 35°C	113
21	Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 45°C	114
22	Efecto del pH en la remoción de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR	119
23	Efecto del pH en la remoción del colorante Rojo Ponceau	120

24	Efecto del tiempo de reacción en la remoción de colorantes	126
25	Efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante Rojo Ponceau	127
26	Disolución del colorante Cristal Scarlet a 600mg/L antes y después de aplicarse el tratamiento con biopolímeros a 25 °C	131
27	Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 25°C	133
28	Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 35°C	134
29	Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 45°C	135
30	Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 25°C	139
31	Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 35°C	140
32	Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 45°C	141
33	Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 25°C	145
34	Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 35°C	146

35	Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 45°C	147
36	Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 25°C	148
37	Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 35°C	149
38	Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 45°C	150
39	CPE quitosan-pectina con el colorante Cristal Scarlet	159

1. RESUMEN

La eliminación de metales y colorantes tóxicos de los efluentes industriales que generan este tipo de contaminantes (industria minera, metalúrgica, textil, etc), es un importante desafío para disminuir una de las principales causas de suelos y aguas contaminadas. Se han propuestos diversos métodos para remoción de estos compuestos (físicos, químicos y biológicos); los bioadsorbentes a base de polisacáridos, constituyen actualmente una alternativa de gran interés, por sus características de obtenerse de fuentes naturales renovables y su biodegradabilidad. En el presente estudio se evaluó la remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} así como Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR a través de el uso de dos polielectrolitos naturales (quitosan y pectina), catiónico y aniónico respectivamente, que interactúan entre si para formar Complejos Polielectrolitos (CPE). Se determino el pH y tiempo de agitación de máxima remoción de los contaminantes, para lo cual pH's de 2 a 8 y 2 a 12 fueron evaluados para metales y colorantes respectivamente, y rangos de agitación de 0 a 240 minutos. Posteriormente, se determinó el efecto de la concentración de estos contaminantes (5 de metal y hasta 10 para los colorantes), así como la temperatura en su remoción (25, 35 y 45°C). La concentración de metales y colorantes en el sobrenadante fueron analizados, por Espectrofotometría de absorción atómica y UV-vis, respectivamente. La máxima remoción para Cd^{2+} , Zn^{2+} y Pb^{2+} fue obtenida a pH 4, 4 y 2, con valores de remoción de 57.5, 64.7 y 99.7% respectivamente. Para los colorantes la máxima remoción se alcanzó a pH 12 con 47.1, 87.9 y 96.9 % para el Cristal Scarlet, RBBR y Rojo Ponceau, respectivamente. El tiempo de máxima remoción se fijó en 15 min para Cd^{2+} , Zn^{2+} y Pb^{2+} con 56.4, 68.5 y 99.7% respectivamente, y para los colorantes en 0, 7.5 y 15 min para el Rojo Ponceau, Cristal Scarlet y RBBR con remociones de 94.5, 54.6 y 87.8 %. A la máxima concentración de contaminante evaluado, las remociones fueron de: 158.11, 190.01 y 258.32 mg/L para Cd^{2+} , Zn^{2+} y Pb^{2+} y 563.4, 584.6 y 796.9 mg/L para Cristal Scarlet, RBBR y Rojo Ponceau. Observándose, que a mayor concentración de contaminantes mayor remoción. La temperatura mostró una alta influencia en la remoción de Pb^{2+} a concentraciones menores de 30 mg/L, mientras que para el Cd^{2+} y Zn^{2+} la temperatura no mostró influencia significativa en la remoción. Así mismo, en los colorantes la temperatura reveló un efecto significativo en la remoción. El CPE quitosan-pectina resultó ser un adsorbente efectivo y con posibilidades de ser utilizado en el tratamiento de efluentes, el cual presenta preferencia para los metales y colorantes evaluados en el siguiente orden: Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+} y Rojo Ponceau>RBBR> Cristal Scarlet.

ABSTRACT

The removal of metals and dyes toxics from effluents generated by mine, metallurgy, textile industries, is an important challenge to diminished one of the major causes of water and soil pollution. Several methods have been proposed to remove pollutants (physical, chemical and biological); biosorbents based on polysaccharides are currently an interesting alternative due their own characteristics: they are obtained of naturals, renewable and biodegradable sources. The present study deals with the removal of metals (Pb^{2+} , Cd^{2+} and Zn^{2+}) as well as dyes (Crystal Scarlet, Red Ponceau, RBBR), by two naturals Polyelectrolytes, chitosan and pectin, both cationic and anionic respectively, witch interact themselves forming polyelectrolyte complexes (PEC). The pH of maximum removal was determinate over the range of 2-8 and 2-12 for metals and dyes, respectively. For the reaction time, this was analyzed between 0 to 240 minutes, for both pollutants. The effect of pollutant concentration on the removal capacity was determinate five and ten different concentrations of metal and dyes, respectively. In the PEC removal capacity, was determinate the temperature (25, 35 and 35°C). The analyses were done by atomic absorption and UV-vis spectrophotometer, respectively. The maximum removal for Cd^{2+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} was obtained at pH 2, 4 and 4, with values of 57.5, 64.7 and 99.7%, respectively. For all dyes tested, the maximum removal was at pH 12 with 47.1% (Crystal Scarlet), 87.9% (RBBR) and 96.9% (Red Ponceau). The time required for maximum removal was fixed at 15 minutes for Cd^{2+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} (56.4, 68.5 and 99.7%). Differences were observed for dyes, where 0 and 7.5 minutes were best for Red Ponceau and Crystal Scarlet, and 15 minutes for RBBR (94.5, 54.6 and 87.8%). A removal increase was observed with high concentrations of both pollutants, respectively. At maximum pollutant concentration evaluated, removals of 158.1, 190 and 258.3 mg/L for Cd^{2+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} was obtained and 563.4, 5834.6 and 796.9 mg/L for Crystal Scarlet, RBBR and Red Ponceau, respectively. The temperature showed a high influence in lead removal at concentration below 30 mg/L; whereas not significant effect was observed for Cd^{2+} and Zn^{2+} . For dyes the temperature show significant influence in the removal. The PEC chitosan-pectin showed preference for metals and dyes in the next order: $Pb^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+}$ and Red Ponceau > RBBR > Crystal Scarlet.

2. INTRODUCCIÓN

Debido a la explosión demográfica que se produjo tras la segunda guerra mundial, se presento una gran demanda de alimentos; los distintos satisfactores de vivienda, vestido, comunicaciones, servicios de salud y muchos otros componentes de la llamada civilización, han provocado un impacto ambiental significativo.

La contaminación es un problema de proporciones mundiales que necesita soluciones mundiales. Cada vez se emiten más contaminantes a la atmósfera y se vierten mayores cantidades de aguas residuales sin depurar en el océano, las cuales contienen sustancias peligrosas y tóxicas.

El agua representa uno de los recursos más indispensables para la vida humana y desgraciadamente, gran parte del agua sufre una elevada contaminación, lo que se traduce en la muerte de personas por enfermedades relacionadas con el agua. Por lo anterior el uso adecuado de este residuo, así como su adecuado tratamiento sobre todo en las industrias, es objeto de preocupación a nivel mundial. En la actualidad los investigadores e industriales, se encuentran en la búsqueda de nuevos tratamientos de efluentes, que además de retirar los contaminantes del agua sean amigables con el medio ambiente. Por lo anterior en este proyecto pretendemos enfocarnos, a la aplicación de polímeros naturales y renovables, en forma de Complejos Polielectrolitos (CPE's) para su uso en el tratamiento de efluentes industriales contaminados con metales pesados y colorantes textiles.

Los polímeros propuestos para la remoción de contaminantes en forma de CPE's, son los polisacáridos pectina y quitosan.

La pectina es utilizada ampliamente en la industria de los alimentos y se encuentra distribuida ampliamente en las plantas. La atención en este polímero esta dada por su amplia distribución, a partir de desechos agrícolas no utilizados y por las propiedades químicas que se pueden obtener al controlar su grado de metilación. Los grupos carboxilos que posee lo definen químicamente como un polielectrolito aniónico lo cual, le confiere su capacidad para interactuar con polieletrolitos de cargas opuestas llámense contaminantes o polímeros.

El quitosan, es obtenido a través de la desacetilación de la quitina, la cual constituye el mayor componente del exoesqueleto de artrópodos marinos, insectos y hongos, además de ser el segundo polisacárido en la naturaleza después de la celulosa. Una de las propiedades más útiles del quitosan es la capacidad de quelación, debido a su grado de desacetilación, que finalmente derivará en un quitosan como polímero catiónico.

Estos biopolímeros al disolverse en un solvente polar conveniente (generalmente agua), adquiere espontáneamente un gran numero de cargas elementales distribuidas a lo largo de la cadena macromolecular pectina (-) y quitosan (+), y que al dejarse interactuar, llevarán a cabo la formación de un Complejo Polielectrolito (CPE). Debido a varios factores este complejo se podrá separar en dos fases, una fase diluida y una fase concentrada del complejo coacervado, dando un precipitado más o menos compacto (gel). Los CPE's presentan como principal fuerza de atracción las interacciones electrostáticas; pero los puentes de hidrogeno, fuerzas dipolo e interacciones hidrofóbicas frecuentemente juegan un papel importante en la determinación de las estructuras finales.

3. HIPÓTESIS

Los polímeros biodegradables pectina y quitosan en forma de Complejos Polielectrolitos, presentan la capacidad de remover metales pesados y colorantes textiles considerados como contaminantes.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Aplicar Polímeros biodegradables en forma de Complejos Polielectrolitos (CPE's) para la remoción de metales pesados y colorantes.

4.2 Objetivos particulares

a) Establecer las condiciones de pH y tiempo de reacción, que permitan al CPE remover metales como (Pb^{2+}), (Cd^{2+}) y (Zn^{2+}), en forma independiente.

b) Establecer las condiciones de temperatura y concentración que permitan al CPE remover metales como (Pb^{2+}), (Cd^{2+}) y (Zn^{2+}), en forma independiente.

c) Establecer las condiciones de pH y tiempo de reacción, que permitan al CPE remover colorantes textiles como Cristal Scarlet, Ponceau y Azul Reactivo de Remazol Brillante, en forma independiente.

d) Establecer las condiciones de temperatura y concentración que permitan al CPE remover colorantes textiles como Cristal Scarlet, Ponceau y Azul Reactivo de Remazol Brillante, en forma independiente.

5. ANTECEDENTES

5.1 Contaminación Ambiental

5.1.1 Medio Ambiente

El medio ambiente, es denominado como el conjunto de elementos abióticos (energía solar, suelo, agua y aire) y bióticos (organismos vivos) que integran la delgada capa de la Tierra llamada biosfera, sustento y hogar de los seres vivos.

Los elementos abióticos cumplen una función específica, la atmósfera, que protege a la Tierra del exceso de radiación ultravioleta y permite la existencia de vida es una mezcla gaseosa de nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, dióxido de carbono, vapor de agua, otros elementos y compuestos, y partículas de polvo. El agua, constituye el 97% del agua en los océanos, un 2% es hielo y el 1% restante es el agua dulce de ríos, lagos, aguas subterráneas, humedad atmosférica y del suelo. El suelo es el delgado manto de materia que sustenta la vida terrestre. Los organismos vivos, incluyendo los seres humanos, interactúan con estos elementos abióticos en una secuencia de vínculos interconectados conocida como red trófica (Anónimo, 2005).

5.1.2 Impacto Ambiental

Término que define el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medio ambiente.

Los efectos pueden ser positivos o negativos y se pueden clasificar en: efectos sociales, efectos económicos, efectos tecnológico-culturales y efectos ecológicos.

La especie *Homo sapiens*, es decir, el ser humano, apareció tardíamente en la historia de la Tierra, pero ha sido capaz de modificar el medio ambiente con sus actividades.

Mientras las poblaciones humanas siguieron siendo pequeñas y su tecnología modesta, su impacto sobre el medio ambiente fue solamente local. No obstante, al ir creciendo la población y mejorando y aumentando la tecnología, aparecieron problemas más significativos y generalizados. El rápido avance tecnológico producido tras la edad media culminó en la Revolución Industrial, que trajo consigo el descubrimiento, uso y explotación de los combustibles fósiles, así como la explotación intensiva de los recursos minerales de la Tierra. Fue con la Revolución Industrial cuando los seres humanos empezaron realmente a cambiar la faz del planeta, la naturaleza de su atmósfera y la calidad de su agua. En la actualidad, la demanda sin precedentes a la que el rápido crecimiento de la población humana y el desarrollo tecnológico someten al medio ambiente, está produciendo un declive cada vez más acelerado en la calidad de éste y en su capacidad para sustentar la vida.

El término impacto ambiental se utiliza en dos campos diferenciados, aunque relacionados entre sí: el ámbito científico-técnico y el jurídico-administrativo. El primero ha dado lugar al desarrollo de metodologías para la identificación y la valoración de los impactos ambientales, incluidas en el proceso que se conoce como

Evaluación de Impacto Ambiental (EIA); el segundo ha producido toda una serie de normas y leyes que garantizan que un determinado proyecto pueda ser modificado o rechazado debido a sus consecuencias ambientales. Este rechazo o modificación se produce a lo largo del procedimiento administrativo de la evaluación de impacto (Encarta, 2005; Anónimo, 2007).

5.1.3 Contaminación

La contaminación se define como la impregnación del aire, el agua o el suelo con productos que afectan a la salud del hombre, la calidad de vida o el funcionamiento natural de los ecosistemas. Así mismo, la contaminación de la atmósfera se presenta debido a las emisiones industriales, incineradoras, motores de combustión interna. Por otro lado, la contaminación del agua, los ríos, los lagos y los mares esta dada por residuos domésticos, urbanos, nucleares e industriales (Encarta, 2005).

5.2 Contaminantes Ambientales

5.2.1 Metales Pesados

Existen varias definiciones del término “metales pesados”; por lo general se acepta que son aquellos elementos cuya densidad es mayor a 5 g/ml. Los metales pueden dividirse en tres clases de acuerdo con su reactividad con los grupos funcionales de las biomoléculas: Clase A, aquellos que reaccionan más con el oxígeno (reactividad $O > N > S$), como Al, Ca, Sr, Ba y La; Clase B, son los que reaccionan más con el azufre

($S > N > 0$), como Cu (I), Hg y Ag, en la C se encuentran metales con afinidad intermedia como Fe, Co, Ni, Zn, As, Cd, Pb y Cu (II) (Moreno y Devars, 1999).

Los metales pesados mas peligrosos son el plomo, mercurio, arsénico, cadmio, estaño, cromo, zinc y cobre. Estos metales son muy utilizados en la industria, en particular en los talleres de repujado y chapado, y en productos como las baterías y los aparatos electrónicos. Además, algunos de los compuestos derivados de estos metales, se utilizan en pigmentos, barnices, tintas y colorantes. Así, los metales pesados entran en el ambiente ya sea a través de su producción, uso y/o desechos que los contienen.

Los metales pesados son de toxicidad extrema por que, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y el organismo los absorbe con facilidad. Dentro del cuerpo, tienden a combinarse con las enzimas y a inhibir su funcionamiento, en dosis muy pequeñas producen consecuencias fisiológicas o neuronales graves (Nebel and Wright, 1999).

5.2.1.1. Plomo.

Plomo, de símbolo Pb (del latín *plumbum*, ‘plomo’), es un elemento metálico, denso, de color gris azulado. Es uno de los primeros metales conocidos. Su número atómico es 82, y se encuentra en el grupo 14 del sistema periódico.

El plomo es un metal muy distribuido en la naturaleza, del que el hombre ha hecho uso desde hace unos 6,000 años. Hay referencias al plomo en el Antiguo Testamento, y ya lo empleaban los romanos para tuberías y aleado con estaño (Chang, 1999; Uniplom, 2007).

5.2.1.1.1 Propiedades. El plomo es un metal blando, maleable y dúctil. Tiene un punto de fusión de 328°C, un punto de ebullición de 1,740°C y una densidad relativa de 11.34. Su masa atómica es 207.20, su radio atómico es 175 y su radio iónico 84 (Chang, 1999; Uniplom, 2007).

El plomo reacciona con el ácido nítrico, pero a temperatura ambiente apenas le afectan los ácidos sulfúrico y clorhídrico. En presencia de aire, reacciona lentamente con el agua formando hidróxido de plomo, que es ligeramente soluble. Los compuestos solubles de plomo son venenosos. Aunque normalmente el agua contiene sales que forman una capa en las tuberías que impide la formación de hidróxido de plomo soluble, no es aconsejable emplear plomo en las tuberías de agua potable (Encarta, 2005)

5.2.1.1.2 Estado Natural. El plomo se encuentra ampliamente distribuido por todo el planeta en forma de galena, que es sulfuro de plomo. Ocupa el lugar 36 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre. Una fuente importante de obtención de plomo son los materiales de desecho industriales, que se recuperan y funden.

Debido a que la galena contiene normalmente otros metales, el plomo en bruto obtenido por procesos de fundición suele tener impurezas como cobre, zinc, plata y oro.

Una vez depositado en el suelo, el plomo queda en su mayor parte retenido en la capa superficial (2-5 cm de profundidad), especialmente en suelos con un contenido en materia orgánica superior al 5% y un pH mayor que 5. El plomo no se lixivia fácilmente hacia las capas profundas del subsuelo y hacia el agua subterránea, excepto en medios muy ácidos (producto de solubilidad del hidróxido, $Pb(OH)_2$, $1.42 \cdot 10^{-20}$ a 25°C). La presencia de iones sulfato, la solubilidad del plomo a pH inferior a 5.4 se encuentra limitada por la precipitación de sulfato de plomo, mientras que a pH superior a este valor

es la formación de precipitados de carbonato y bicarbonato de plomo la que determina el plomo soluble (ATSDR,1999). En presencia de ácido acético o de materia orgánica disuelta, el plomo puede formar complejos solubles, que constituyen la fracción más importante del plomo móvil a pH neutro en los suelos (Moreno, 2003; Anónimo, 2007).

5.2.1.1.3 Aplicaciones. Los antiguos egipcios utilizaban compuestos de plomo como pigmentos y cosméticos, así como para fabricar estatuillas fundiendo el propio metal.

La primera civilización que utilizó el plomo a gran escala fue la romana, aprovechando los depósitos de galena (sulfuro de plomo) de España e Inglaterra. Los usos más importantes del plomo en el imperio romano fueron la fabricación de tuberías para el abastecimiento de aguas, aleado con estaño para fabricar vajillas y como pigmentos blanco (carbonato de plomo, *cerusita*; y cloruro básico de plomo, *lauronita*) y rojo (clorocarbonato de plomo, *fosgenito*).

Aproximadamente el 35% del plomo se emplea en la fabricación de baterías para automóviles y carretillas de carga industrial. El segundo uso del plomo, por su importancia cuantitativa, es su incorporación al cristal de monitores de ordenador y pantallas de televisión, con la función de absorber radiaciones perjudiciales. También se usa en el revestimiento de cables eléctricos e industrialmente en las redes de tuberías, tanques y aparatos de rayos X. Debido a su elevada densidad y propiedades nucleares, se usa como blindaje protector de materiales radiactivos. Entre las numerosas aleaciones de plomo se encuentran las soldaduras, el metal tipográfico y diversos cojinetes metálicos. (Moreno, 2003).

5.2.1.1.4. Producción. Los principales depósitos de plomo se encuentran en la antigua URSS, Australia, Estados Unidos, Canadá, México, Perú y España, que ocupa el duodécimo lugar en cuanto a producción minera. Estados Unidos es el mayor consumidor (alrededor de la mitad de la producción de plomo) y en el pasado llegó a producir un tercio del total mundial (Encarta, 2005).

5.2.1.1.5 Toxicidad. El plomo ingerido en cualquiera de sus formas es altamente tóxico. Sus efectos suelen sentirse después de haberse acumulado en el organismo durante un periodo de tiempo.

Al interactuar con el Fe^{2+} , el Pb^{2+} genera ferritina y un tipo anormal de Fe, produciendo micelas ferruginosas en las mitocondrias. Causa anemia en humanos y anomalías en el metabolismo de las porfirinas: mayor excreción urinaria de porfirinas y sus precursores, acumulación de protoporfirina libre en eritrocitos y de δ -ALA y coproporfirina en la sangre. Interactúa también con el fosfato de piridoxal impidiendo la activación de la síntesis del grupo hemo (Moreno *et al.*, 1999) Los síntomas de envenenamiento son anemia, debilidad, estreñimiento y parálisis en muñecas y tobillos.

El plomo puede producir disminución de la inteligencia, retraso en el desarrollo motor, deterioro de la memoria y problemas de audición y equilibrio. En adultos, el plomo puede aumentar la presión sanguínea. En la actualidad, los envenenamientos por plomo se tratan administrando una sal de sodio o calcio del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA). El plomo se elimina del organismo desplazando el calcio o el sodio y formando un complejo estable con EDTA que se evacua por la orina. (Moreno, 2003).

5.2.1.1.6 Contaminación por Plomo. Las principales fuentes de contaminación por Pb varían según la región, así, en los grandes ciudades las fuentes a combatir son las gasolinas y la cerámica vidriada. En las áreas rurales, la principal fuente es la contaminación de los alimentos por el uso del barro vidriado, en tanto que alrededor de las áreas industriales, el aire y el suelo son los medios para el transporte de Pb. Si bien el uso de gasolina sin Pb ha comenzado a influir en el abatimiento de los niveles de Pb en sangre en los niños citadinos, se debe continuar por medio del control de otras fuentes el esfuerzo para combatir a este contaminante (Moreno *et al.*, 1999).

5.2.1.2 Cadmio.

Cadmio, de símbolo Cd^{2+} , elemento metálico blanco plateado que se puede moldear fácilmente. El número atómico del cadmio es 48; es uno de los elementos de transición del grupo 12 (o IIB) del sistema periódico (Chang, 1999, Anónimo,2007).

5.2.1.2.1 Propiedades. El cadmio fue descubierto en 1817 por el químico alemán Friedrich Stromeyer, en las incrustaciones de los hornos de zinc. El elemento ocupa el lugar 65 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre. Tiene un punto de fusión de $321^{\circ}C$, un punto de ebullición de $765^{\circ}C$ y una densidad de 8.64 g/cm^3 ; la masa atómica del cadmio es 112.40, el número atómico 48 y su radio iónico es de 97. Al calentarlo arde en el aire con una luz brillante, formando el óxido de cadmio (Chang, 1999).

5.2.1.2.2 Estado Natural. El cadmio sólo existe como componente principal de un mineral, la greenockita (sulfuro de cadmio), que se encuentra muy raramente. El cadmio

es una impureza habitual en las menas de zinc, hasta el punto de que su propio nombre deriva del término latino para la calamina (*cadmia*, carbonato de zinc). Casi todo el cadmio industrial se obtiene como subproducto en el refinado de los minerales de zinc. Para separar el cadmio del zinc se utiliza la destilación fraccionada o la electrólisis. (Moreno, 2003; Anónimo, 2007).

5.2.1.2.3 Aplicaciones. El cadmio puede depositarse electrolíticamente en los metales para recubrirlos, principalmente en el hierro o el acero, en los que forma capas químicamente resistentes.

El cadmio desciende el punto de fusión de los metales con los que forma aleaciones; se usa con plomo, estaño y bismuto en la fabricación de extintores, alarmas de incendios y de fusibles eléctricos. También se utiliza una aleación de cadmio, plomo y zinc para soldar el hierro.

Las sales de cadmio se usan en fotografía y en la fabricación de fuegos artificiales, caucho, pinturas fluorescentes, vidrio y porcelana. El cadmio se ha utilizado como material de control o protección en las plantas de energía, debido a su capacidad para absorber neutrones de baja energía. El sulfuro de cadmio se utiliza en un tipo de pila (batería) fotovoltaica, y las pilas eléctricas de níquel-cadmio tienen habitualmente usos especializados.

El cadmio y las disoluciones de sus compuestos son altamente tóxicos, con efectos acumulativos similares a los del envenenamiento por mercurio (Encarta, 2005).

5.2.1.2.4 Toxicidad. Las vías principales de exposición a cadmio medioambiental son la ingestión y la inhalación. La absorción es más eficaz por vía inhalatoria y se ve

favorecida por deficiencias dietéticas en calcio y hierro, así como por el consumo de dietas bajas en proteínas. El consumo de dietas pobres en calcio estimula la absorción de este ion por síntesis de proteínas ligantes del calcio, lo que a su vez favorece la absorción de cadmio.

Las plantas absorben eficientemente el cadmio y a su vez este inhibe la fotosíntesis y la fijación de CO₂, lo que puede constituir una importante ruta de exposición para animales y personas.

Las profesiones con un mayor riesgo de exposición son la producción y refino del metal, la fabricación de baterías de níquel-cadmio, la formulación de pigmentos y la industria metalúrgica no férrea, especialmente del zinc, aunque también suele aparecer el cadmio como impureza en otras menas utilizadas en la obtención de metales como el cobre y el plomo.

La toxicidad del cadmio también se relaciona con la generación de radicales libres y la activación parcial de la calmodulina como análogo de Ca²⁺. En humanos y animales experimentales la exposición crónica al Cd²⁺ causa daño renal y proteinuria. La mayor acumulación corporal de Cd²⁺ ocurre en el hígado y el riñón, pero también en el cerebro fetal. (Cervantes, 1999; Moreno ,2003; Anónimo, 2007).

5.2.1.2.5 Contaminación por Cadmio. El cadmio presenta una movilidad ambiental más elevada que la mayoría de los metales pesados, debido a la relativa solubilidad de sus sales e hidróxidos, lo que lo convierte en un contaminante cosmopolita. El producto de solubilidad del hidróxido de cadmio es $5.27 * 10^{-15}$ (25°C).

La solubilidad del cadmio en agua aumenta en medios ácidos, mientras que la adsorción a suelos y sedimentos se incrementa al aumentar el pH. En medios reductores

puede formarse sulfuro de cadmio, muy insoluble que precipita acumulándose en los sedimentos. En suelos ácidos el cadmio puede lixiviarse y desplazarse hacia las aguas subterráneas.

La capacidad de ciertas plantas acuáticas para absorber cadmio se ha aprovechado en el tratamiento de efluentes contaminados (ATSDR, 1999). El pH del suelo es el factor más importante en la absorción del cadmio por las plantas. Los medios ácidos favorecen la solubilización del cadmio y su absorción por las plantas, mientras que la alcalinización de los suelos disminuye drásticamente la biodisponibilidad, ya que el cadmio tiende a adsorberse al suelo a pH básico.

En México, las principales fuentes de exposición al Cd^{2+} son la actividad industrial y el tabaco. A pesar de que dichas fuentes tienen el potencial de afectar a una gran cantidad de personas, aún son escasos los estudios epidemiológicos en poblaciones de alto riesgo. En San Luis Potosí, SLP, se efectuaron dos estudios: en uno se demostró mayor exposición al Cd^{2+} en niños vecinos de una zona industrial metalúrgica y en el otro, se demostró que las mujeres no fumadoras de la ciudad de SLP, tuvieron hasta 10 veces más Cd^{2+} en la placenta que aquellas de una ciudad no industrial (Cervantes y Moreno, 1999; Moreno, 2003; Encarta, 2005; Anónimo, 2007)

Según la Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, los límites de cadmio son: 0.75 y 0.5 mg/L diario y mensual.

5.2.1.3 Zinc

Cinc o Zinc, de símbolo Zn^{2+} , elemento metálico blanco azulado que tiene muchas aplicaciones industriales. Es uno de los elementos de transición del sistema periódico; su número atómico es 30 y en todos sus compuestos, el zinc presenta el estado de oxidación +2.

Los minerales de zinc se conocen desde hace mucho tiempo, pero el zinc no fue reconocido como elemento hasta 1746, cuando el químico alemán Andreas Sigismund Marggraf aisló el metal puro calentando calamina y carbón de leña (Chang, 1999; Moreno, 2003; Anónimo, 2007).

5.2.1.3.1 Propiedades. El zinc puro es un metal cristalino, insoluble en agua caliente y fría, y soluble en alcohol, en los ácidos y en los álcalis. Es extremadamente frágil a temperaturas ordinarias, pero se vuelve maleable entre los 120 y los 150°C, y se lamina fácilmente al pasarlo entre rodillos calientes. No es atacado por el aire seco, pero en aire húmedo se oxida, cubriéndose con una película carbonada que lo protege de una posterior corrosión. Tiene un punto de fusión de 420 C, un punto de ebullición de 907 C y una densidad relativa de 7.14. Su masa atómica es 65.409 y su radio iónico es 74. (Chang, 1999; Anónimo 2007)

5.2.1.3.2 Estado Natural. Ocupa el lugar 24 en abundancia entre los elementos de la corteza terrestre. No existe libre en la naturaleza, sino que se encuentra como óxido de zinc (ZnO) en el mineral cincita y como silicato de zinc ($ZnO \cdot SiO_2 \cdot H_2O$) en la hemimorfita. También se encuentra como carbonato de zinc ($ZnCO_3$) en el mineral esmitsonita, como óxido mixto de hierro y zinc ($Zn(FeO_2)O_2$) en la franklinita, y como

sulfuro de zinc (ZnS) en la esfalerita, o blenda de zinc. Las menas utilizadas más comúnmente como fuente de zinc son la esmitsonita y la esfalerita.

El zinc obtenido por destilación contiene pequeñas cantidades de hierro, arsénico, cadmio y plomo, y es conocido en metalurgia como peltre (Anónimo, 2007).

5.2.1.3.3 Aplicaciones. El zinc posee importantes aplicaciones industriales. Aproximadamente la mitad del zinc metal se destina a la fabricación de acero y hierro galvanizado, que posee un recubrimiento externo de zinc como protección contra la corrosión. La película externa de zinc se deposita por inmersión de la pieza de acero en zinc fundido, de forma electrolítico por proyección de zinc pulverizado

Así mismo es utilizado como componente de distintas aleaciones, especialmente del latón que es la mas importante compuesta por 33% de zinc y 67% de cobre. Del mismo modo se utiliza en las placas de las pilas (baterías) eléctricas secas, y en las fundiciones a troquel. El óxido de zinc, conocido como zinc blanco, se usa como pigmento en pintura, como rellenedor en llantas de goma y pomada antiséptica en medicina. El cloruro de cinc se usa para preservar la madera y como fluido soldador. El sulfuro de zinc es útil en aplicaciones relacionadas con la electroluminiscencia, la fotoconductividad, la semiconductividad y otros usos electrónicos; se utiliza en los tubos de las pantallas de televisión y en los recubrimientos fluorescentes. (Moreno, 2003)

5.2.1.3.4 Producción. Las menas más importantes de zinc son la blenda o escalerita (ZnS), la smithsonita (ZnCO₃) y la hemimorfita (ZnSiO₄).

5.2.1.3.5 Toxicidad. El zinc es un nutriente esencial, necesario como integrante de más de 200 enzimas entre las que se cuentan oxidoreductasas, transferasas, hidrolasas, liasas isomerasas y ligasas, de las que es cofactor. El zinc es un elemento esencial para el desarrollo y funcionamiento del sistema nervioso y es también necesario en el metabolismo de la vitamina A. La ingestión de grandes dosis de zinc provoca deficiencia en cobre y viceversa. El zinc influye en el metabolismo del calcio, ya que es necesaria la presencia de zinc para la mineralización normal de los huesos.

El zinc induce la síntesis de metalotioneína, con quien forma complejos en las células de la pared intestinal durante su absorción, y también se encuentra acomplejado con esta proteína en los distintos tejidos. El tiempo de vida media del zinc en el cuerpo humano es de 162-500 días.

La exposición aguda por ingestión a zinc es poco común, si bien se han dado casos de molestias gastrointestinales y diarrea causadas por bebidas almacenadas en latas galvanizadas.

No se han descrito efectos adversos sobre el hígado y el riñón, ni efectos hematológicos como resultado de la ingestión de dosis elevadas. La Ingesta de zinc en la dieta de las sociedades occidentales es de unos 12-15 mg diarios.

La EPA recomienda que el agua potable contenga no más de 5 miligramos de zinc por litro de agua (5 mg/L) (Agencia para Sustancias Tóxicas, 2003). Mientras que la legislación mexicana señala que los límites máximos permisibles en descargas en aguas residuales de aguas y bienes nacionales es de un promedio diario y mensual de 20 y 10 mg/L respectivamente (NOM-001-ECOL-1996).

La inhalación profesional de humos desprendidos en el calentamiento de zinc a altas temperaturas (930°C), como ocurre durante la soldadura de planchas galvanizadas,

produce la llamada fiebre de los fundidores, que constituye el efecto tóxico más importante del zinc (Moreno, 2003).

5.2.1.3.6 Contaminación por Zinc. El zinc introducido en el medio ambiente atmosférico está siempre asociado a la forma particulada, por lo que su comportamiento depende fundamentalmente del tamaño y densidad de partícula y de la eficacia de los procesos de deposición.

En suelos y aguas, el zinc tiende a adsorberse a la fracción sólida, especialmente a la materia orgánica, arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso. También forma complejos con la materia orgánica disuelta, como los ácidos húmicos. El producto de solubilidad del hidróxido es $6.86 \cdot 10^{-17}$ a 25°C.

La movilidad del zinc aumenta considerablemente al descender el pH, ya que aumenta su solubilidad y el grado de disociación de los complejos orgánicos, y disminuye su adsorción a las superficies de la matriz sólida. Por tanto, el zinc puede incorporarse al lixiviado y desplazarse hacia las aguas subterráneas fundamentalmente en medios ácidos, como los encontrados en residuos mineros.

La movilidad del zinc también aumenta en aguas salobres, debido a la competencia con otros cationes, como los alcalino-térreos, por los centros adsorbentes, interacciones que tienen como resultado la desorción del zinc. En medios reductores el zinc precipita en forma de sulfuro, muy insoluble, lo que limita drásticamente su movilidad.

La exposición aguda por ingestión a zinc es poco común, si bien se han dado casos de molestias gastrointestinales y diarrea causadas por bebidas almacenadas en latas galvanizadas (Moreno, 2003).

5.2.2 Colorantes

Los colorantes son sustancias de color intenso que pueden usarse para producir un alto grado de coloración cuando se dispersan en otros materiales o se hacen reaccionar con los mismos por medio de un proceso que, cuando menos temporalmente, destruye la estructura cristalina de la sustancia. Este último punto es la característica que distingue a los colorantes de los pigmentos, que casi siempre se aplican en forma de agregados o de cristales insolubles.

Para que tengan interés comercial, los colorantes deben poseer una alta intensidad de color y producir teñidos de cierto grado de permanencia.

Todas las moléculas absorben energía en varias zonas del espectro electro magnético. La característica de las moléculas de un colorante es que absorben radiación fuertemente en la región visible, que va desde los 4000 hasta los 8000 unidades ángstrom (\AA). La absorción se debe a las transiciones electrónicas en las moléculas y sólo puede ocurrir en el espectro visible cuando los electrones tienen cierto grado de movilidad. Esta movilidad depende del grado de insaturación y resonancia. La principal unidad estructural de un colorante, que es siempre no saturada, recibe el nombre de cromóforo, y al compuesto que contiene un cromóforo se le llama cromógeno. Cualquier átomo o grupo sustituyente que aumente la intensidad del color es un auxocromo. Un auxocromo también puede servir para desplazar la banda de absorción de un cromóforo hacia una longitud de onda mayor, o puede participar en el proceso de solubilización del colorante y de adherencia a las fibras. Los colorantes pueden clasificarse de acuerdo al tipo de cromóforo que contiene: Azo, Trifenilmetano, Xanteño, Antraquinonas, Indigoides, Azufre, Ftalocianinas (Marmion, 1984; Baer, 1984).

La más elemental división de los colorantes es la que distingue entre los colorantes naturales y artificiales (Pernat, 1997; Hao *et al.*, 2000; Schuber, 2000)

Colorantes Naturales:

Orgánicos de origen animal	{	cochinilla púrpura
Orgánicos de origen vegetal	{	índigo palo campeche
Inorgánicos de origen mineral	{	cinabrio plomo cobalto

Colorantes Artificiales

Ácidos	Empleados para tintura de lanas, seda, poliamidas. Tienen diferentes grados de solides.
Básicos	Empleados para tintura directa de lana, seda y, sobre todo, las acrílicas, en las que se obtienen colores vivos y brillantes y con muy buenas solideces.
Directos	Empleados para la tintura de celulósicas, con muy buenas solideces.
A la tina	Necesitan del oxígeno ambiental para ser efectivos. Su constitución química es análoga a la del índigo.
Pigmentación	Necesitan de aglutinantes para su fijación
Dispersos	Fino grado de dispersión. Empleados para la tintura de rayón, acetatos y poliésteres. Se usan con auxiliares “carriers”

Sulfurosos	Empleados para fibras celulósicas Muy económicos pero de resultados pobres de matices.
Complejo metálico	Se emplean en la lana De buena solidez.
Mordientes	Poco empleados
Reactivos	Empleados en la tinción de fibras celulósicas, mediante reacción química; producen matices de coloreado muy vivos y brillantes.

Los colorantes empleados actualmente en la industria textil son artificiales. Sin embargo los colorantes naturales han sido tan importantes en la historia del vestido y la ornamentación que resulta imposible ignorarlos; *la púrpura, la cochinilla, el índigo, el palo Campeche*, etc. El índigo es el colorante natural más utilizado en todos los tiempos, incluso actualmente, debido a su solidez, resiste bien a la luz, al lavado, a los álcalis y ácidos. Se utiliza en la industria textil como colorante a la tina. El índigo o añil es el colorante de los jeans y prendas vaqueras azules. Esta sustancia se ha conseguido aislar por lo cual su producción química, se ha tornado más barata y abundante que el natural.

Aparte de que las características de los colorantes artificiales son superiores a las de los naturales, éstos, además, resultan ahora mucho más caros de obtener.

Una enemiga vital de los colorantes sigue siendo la luz solar, pero el otro gran combatiente, el lavado, ha dejado de serlo, porque los detergentes actuales ya no atacan el color artificial; las prendas no deslucen con el lavado (Devore, 1970; Pernat, 1997)

5.2.2.1 Importancia de los colorantes como contaminantes.

La apariencia del color es la única característica de contaminación en muchos efluentes industriales, tales como los de la industria textil, manufactura de colorantes, tenerías, papeleras, industrias de alimentos y cosméticos. La presencia de bajas concentraciones de colorantes en efluentes es altamente visible e indeseable, aunque esta sea menos tóxica que la de muchos efluentes industriales incoloros, es más resentida por la gente debido a que el color es el principal indicador de contaminación (Mackay, 1999). Debido a sus complejas estructuras químicas y origen sintético, los colorantes son resistentes a la decoloración al exponerse a la luz, agua y muchos químicos (Robinson *et al.*, 2001). Los colorantes presentes en efluentes pueden afectar significativamente la actividad de la fotosíntesis debido a la reducida penetración de la luz, y a que estos son tóxicos para ciertas formas de vida acuática (Figueiredo *et al.*, 2000).

En una industria textil, la composición del agua residual varía, teniéndose en ella tintes, ácidos, bases, sales, agentes de humectación, colorantes y otros acabados auxiliares; por lo que, el pH del agua residual puede variar bastante a lo largo de un período de tiempo. Los valores promedio típicos de pH de una industria textil en la que se tiñe algodón están por encima de 11 (Bohórquez, 2005).

Las aguas residuales son el principal desecho de las industrias textiles, comprenden agua de teñido continuo y de preparación, y de teñido tipo “batch”. De las 70,000 toneladas de colorantes producidas anualmente alrededor del mundo, del 10 al 15 % del colorante es descargado en un efluente de operaciones de coloreado. El promedio de generación de agua residual de una instalación de teñido es de uno a dos millones de galones por día.

La relativamente baja fijación del colorante resulta en un efluente con color, el cual no es fácilmente removido por los sistemas de tratamiento.

Se han examinado muchos colorantes para encontrar evidencia de su naturaleza peligrosa; de 1460 colorantes examinados, el 40% del total era de estructura conocida, de este 40%, el 55 % resultaron ser carcinogénicos y el 13 % resultaron ser inciertos en términos de seguridad (EPA, 1997).

Los colorantes que son más tóxicos y difíciles de degradar son los básicos que contienen aminas aromáticas y los diazo directos (Robinson *et al.*, 2001).

Los colorantes reactivos solubles, son aguas brillantemente coloreadas, junto con los colorantes ácidos, los más problemáticos, pues tienden a pasar a través de los métodos convencionales de tratamiento de efluentes, sin verse afectados. (Willmott *et al.*, 1998). Además, sin un tratamiento adecuado, estos colorantes pueden ser estables y permanecer en el ambiente por un largo tiempo, por ejemplo, la vida media del colorante Azul Reactivo 19 es de cerca de 46 años a pH 7 y a una temperatura de 25°C.(Hao *et al.*, 2000)

5.2.2.2 Cristal Scarlet y Rojo Ponceau.

El colorante Cristal Scarlet, es un colorante ácido, cuya estructura pertenece al grupo monoazo (Figura 1).

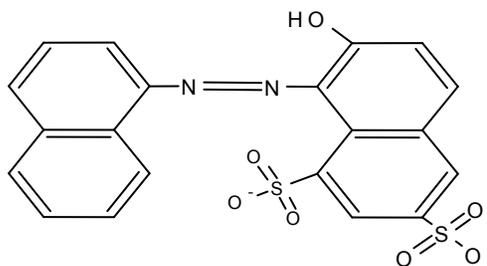


Figura 1. Estructura del colorante Cristal Scarlet (Sigma-Aldrich, 2006).

El colorante Rojo Ponceau es un colorante ácido, cuya estructura pertenece al grupo diazo (Figura 2) (Sigma-Aldrich, 2006).

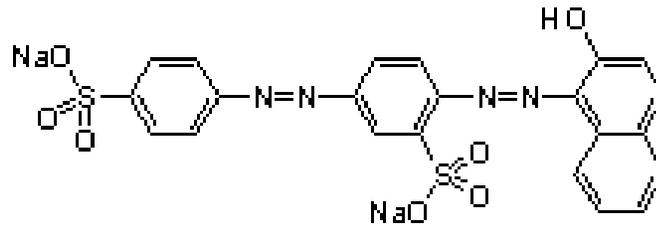


Figura 2. Estructura del colorante Rojo Ponceau.

5.2.2.2.1 Clasificación de acuerdo a su estructura. El Colorante Cristal Scarlet y el Rojo Ponceau de acuerdo a su estructura pertenece al grupo de colorantes azo, uno de los más importantes, el cual incluye cientos de colorantes comerciales de diversos tipos de aplicación. Los colorantes azo están caracterizados por la presencia de uno o más grupos azo (--N=N--) (Marmion, 1984).

El colorante Cristal Scarlet se caracteriza por ser monoazoico, debido a que contiene un solo enlace azo y el Rojo Ponceau es un colorante diazo, debido a que contiene dos enlaces azo (Baer;1984).

5.2.2.2.2 Clasificación de acuerdo a su aplicación. Los colorantes ácidos dependen de la presencia de uno o más grupos ácidos para poder unirse a las fibras textiles. Estos grupos suelen ser ácido sulfónico, que sirve para que el colorante sea soluble en agua. Los colorantes ácidos se usan para teñir fibras que contienen grupos básicos, tales como algodón, sedas y poliamidas. De ellos los azóicos son los tintes amarillos, anaranjados,

rojos, escarlatas, marinos sólidos, algunos verde oscuros y marrones (mezcla de varios azóicos) (Pernat, 1997).

La aplicación suele hacerse en condiciones ácidas que causan una protonación de los grupos básicos. Una de las características de éste proceso es que es reversible. Por lo general los colorantes ácidos pueden desprenderse de las fibras por un simple lavado. La velocidad de desprendimiento depende de la velocidad a la cual el colorante pueda difundirse a través de la fibra en las condiciones de lavado. Para un determinado tipo de fibra, la velocidad de difusión depende de la temperatura, del tamaño y de la forma de las moléculas de colorante, así como del número y tipo de uniones formadas con la fibra (Baer; 1984).

5.2.2.3. Azul Reactivo de Remazol Brillante (RBBR). Es un colorante de tipo reactivo cuya estructura química pertenece al grupo de las antraquinonas (Figura 3), usado ampliamente en la industria textil para teñir lana, algodón, fibras de celulosa y sintéticas (EPA, 2005).

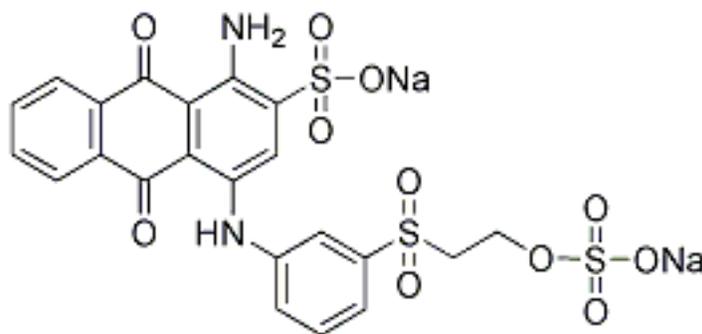


Figura 3. Estructura del colorante Azul Reactivo de Remazol Brillante (RBBR).

5.3 Agua

5.3.1 Propiedades

Agua, nombre común que se aplica al estado líquido del compuesto de hidrógeno y oxígeno. Los antiguos filósofos consideraban el agua como un elemento básico que representaba a todas las sustancias líquidas.

El agua pura es un líquido inodoro e insípido, tiene un matiz azul, que sólo puede detectarse en capas de gran profundidad.

El agua es uno de los agentes ionizantes más conocidos. Puesto que todas las sustancias son de alguna manera solubles en agua, se le conoce frecuentemente como el disolvente universal. El H_2O combina con ciertas sales para formar hidratos, reacciona con los óxidos de los metales formando ácidos y actúa como catalizador en muchas reacciones químicas importantes (Encarta, 2005).

5.3.2 Estado Natural

Existe en estado líquido en las nubes de lluvia formadas por gotas de agua, y en forma de rocío en la vegetación. Además, cubre las tres cuartas partes de la superficie terrestre en forma de pantanos, lagos, ríos, mares y océanos.

El agua está presente también en la porción superior del suelo, en donde se adhiere, por acción capilar, a las partículas del mismo. En este estado, se le denomina agua ligada y tiene unas características diferentes del agua libre. Por influencia de la gravedad, el agua se acumula en los intersticios de las rocas debajo de la superficie terrestre

formando depósitos de agua subterránea que abastecen a pozos y manantiales, y mantienen el flujo de algunos arroyos durante los períodos de sequía (Encarta, 2005)

Debido a la salinidad de los océanos, el agua dulce representa el 2.5% de la masa de agua que existe en la Tierra. Además, el 68% de esta agua dulce está inmovilizada en los glaciares de los polos y el 30% está atrapado en las capas subterráneas. Tan sólo el 2% del agua, que se halla en los ríos y los lagos, es renovable. Por otra parte, de los 110,000 de miles de millones de m³ de lluvia que caen cada año en la Tierra, el agua utilizable (representada, sobre todo, por los cursos de agua que cruzan las zonas habitadas) es sólo de 12,500 de miles de millones de m³. Cerca de 4,000 de miles de millones son utilizados por el hombre para uso doméstico, industrial y agrícola. Debido al crecimiento demográfico, la media disponible por habitante y año pasará de poco menos de 8,000 a 4,000 m³ en las próximas dos o tres décadas. El umbral por debajo del cual la falta de agua supone una amenaza para la alimentación humana y el desarrollo económico (Ericsson, 1993; Enkerlin *et al.*, 1997; Chauveau, 2004).

5.3.3 Importancia

El agua, como es bien sabido, es uno de los elementos más importantes de la naturaleza: es indispensable en los procesos de la vida y conforma el hábitat tanto de microorganismos como de grandes comunidades acuáticas. Los seres humanos estamos constituidos por un 70 a 85 por ciento de agua; la utilizamos para la generación de energía mediante plantas hidroeléctricas, usos múltiples en la industria; en actividades agrosilvícolas, y para uso doméstico (Enkerlin *et al.*, 1997).

Desde 1900, la cantidad de agua dulce utilizada por el hombre se ha multiplicado por seis, mientras que la población tan sólo se ha duplicado. Una de las principales causas, es la irrigación. Son necesarias 1,000 toneladas de agua para obtener una tonelada de trigo. Como media mundial, la irrigación representa casi el 70% de la utilización del agua, respecto al 8% que se emplea en los hogares y al 23% en la industria. En África, la agricultura utiliza el 88% de los recursos respecto al 5% de la industria. En Europa, el consumo de agua de la agricultura representa una proporción del 33% respecto al 54% de la industria, incluido el sector energético. Como el agua es necesaria en todos los ámbitos de la vida, es un factor económico cuya imprevisibilidad tiene consecuencias mucho mas graves que las que podría generar la escasez de petróleo o de energía (Chaveauc, 2004).

5.3.4 Contaminación del Agua

La contaminación del agua se puede clasificar de varias maneras como son: el tipo de escurrimiento (puntual o localizada), por el contaminante químico (orgánico e inorgánico), físico (radiación, altas temperaturas) o biológico y finalmente por el impacto al medio ambiente (tóxico o no tóxico). Las actividades humanas generan efluentes que, directa o indirectamente, afectan la calidad de los cuerpos de agua receptores. La contaminación localizada o puntual se da cuando se conoce el punto exacto de introducción del contaminante al cuerpo receptor. Este tipo de contaminación es generada por emisiones de industrias, plantas tratadoras de aguas residuales, descargas municipales tratadas o no, etcétera (Enkerlin *et al.*, 1997).

Las grandes ciudades son la principal fuente de contaminación de las aguas ya que, luego de emplear este recurso, lo eliminan en forma de aguas negras que se mezclan con las corrientes naturales para llegar luego a los grandes depósitos marinos. Además, gran cantidad de industrias que vierten en sus aguas residuales un sin número de sustancias que contribuyen de manera preponderante a la contaminación de las corrientes, pues al arrojar sus desechos, generalmente al alcantarillado, estos se unen a las aguas negras amplificando el problema.

A pesar de las presiones ambientales en los países industrializados, los productos químicos tóxicos siguen llegando a los ríos y los arroyos deliberada o accidentalmente. Se vierten directamente al océano aguas residuales sin depurar, o sólo parcialmente depuradas, debido a que las depuradoras de aguas residuales están sobrecargadas en exceso.

Las grandes ciudades generan tantos residuos que el mar es el único sitio que queda libre para poder dejarlos. El coste de vertederos de residuos tóxicos se está elevando tanto que las áreas metropolitanas litorales se ven obligadas a verter los residuos industriales y las aguas residuales sin tratar directamente al océano. Algunos de estos contaminantes tóxicos son potentes cancerígenos y mutágenos.

Muchos más no son biodegradables y se conservan en el ambiente durante mucho tiempo. A menudo las corrientes oceánicas devuelven los residuos a la orilla, otros residuos se concentran entre las capas térmicas y los frentes oceánicos donde se encuentran las zonas más productivas de pesca.

Los Estados Unidos generan unos 145 millones de toneladas de residuos sólidos diarios. Gran parte de ellos acaban en el fondo del océano donde se convierten en una amenaza para los seres vivos. En el verano de 1987 más de 250 delfines fueron

arrastrados muertos a la orilla por toda la costa atlántica. Los principales sospechosos de estas muertes fueron las aguas residuales de la costa y las toxinas industriales (Ericsson, 1993).

En los países desarrollados, la contaminación industrial debida a los metales pesados (cadmio, zinc, plomo) y a los hidrocarburos fue durante mucho tiempo la principal responsable del deterioro de la calidad de las aguas superficiales. A finales de la década de 1970, el Sena, el Rin o el Támesis eran ríos prácticamente muertos. Esto es lo que ocurre todavía en los países del Este y en los países en vías de desarrollo. (Chauveau, 2004).

5.4 Tratamiento y Eliminación de Residuos Químicos.

Cuando la recuperación o reutilización de residuos industriales no resulta económica, o no es posible un intercambio de residuos ni se dispone de un centro externo para la eliminación de residuos peligrosos, la industria debe determinar en su caso cuál es el tratamiento necesario para que los residuos se puedan eliminar sin peligro interno o al descargarlos en aguas receptoras o alcantarillas municipales. Para ciertos residuos la eliminación en pozos profundos puede ser una posibilidad. No obstante, es poco frecuente encontrar condiciones ideales en el subsuelo, y por lo común la oposición pública es tan fuerte que rara vez se practica esta opción (Enkerlin *et al.*, 1997).

En Estados Unidos y Canadá la industria utiliza ampliamente el tratamiento y eliminación locales. En California, por ejemplo, el 80% de los residuos menos peligrosos, como los aceitosos, se eliminan localmente en lagunas, estanques de evaporación y rellenos de tierras.

Cuando los residuos no son idóneos para eliminarse directamente, es preciso elegir un método o, con más frecuencia, una combinación de ellos, para aplicar a los residuos un tratamiento previo que permita eliminarlos sin peligro (Henry y Heinke, 1996).

5.4.1 Procesos Físicos

Se dispone de diversos procesos físicos para la separación de sólidos y líquidos, entre ellos centrifugación, flotación, sedimentación y filtración. El carbón activado es eficaz para la extracción de sustancias orgánicas tóxicas. Para la separación de componentes específicos se puede emplear uno de los procesos de membrana semipermeable (ósmosis inversa, diálisis o electrodiálisis). La rectificación y la destilación son otros procesos físicos útiles para separar compuestos específicos (Henry y Heinke, 1996).

Un estudio realizado por Lin Ho, profesor investigador del Instituto Tecnológico de Tijuana, en 1998, logró la remoción de iones de metales pesados mediante un sistema de electrofiltro rotatorio de grafito. Este procedimiento somete las mezclas de metales contaminantes a la fuerza centrífuga. Mediante este método, primero se limpia el agua que está contaminada, después se descarga el agua y el metal removido queda en la superficie de un electrodo; posteriormente puede recuperarse en forma sólida o concentrarse en un pequeño volumen de disolución para reciclar el proceso (Shui Wai, 1998).

5.4.2 Procesos Químicos

El tratamiento químico es un componente indispensable de la mayor parte de las operaciones de tratamiento de residuos peligrosos. Freeman (1989) describe estos procesos junto con algunos ejemplos comunes de su aplicación. Entre ellos se cuentan los siguientes:

- Oxidación (de cianuro a cianatos, por cloración alcalina)
- Reducción (de Cr^6 a Cr^3 , con SO_2)
- Precipitación (de Cd, Hg, con SO_2) o Complejación orgánica e inorgánica de metales (sales de EDTA)
- Ajuste de pH (de lechada de cal, con el licor agotado de baños limpiadores de metales)
- Adsorción: Las técnicas de adsorción son comúnmente empleadas en efluente que contienen trazas de metales. La adsorción se caracteriza en términos del coeficiente de partición.

Las resinas de intercambio iónico pueden ser fuertemente ácidas, débilmente ácidas, fuertemente básicas o débilmente básicas, esto depende de la forma en que se elaboran. Las resinas de intercambio iónico presentan selectividad a ciertos metales dependiendo de su carga y su tamaño. Comúnmente se emplean para eliminación de ciertos metales en solución. (Extrae las sustancias inorgánicas metálicas y no metálicas) (Enkerlin *et al.*, 1997).

- Estabilización/solidificación (de lodos inorgánicos, y de suelos contaminados con agentes que se unen).

En la estabilización/solidificación se utilizan agentes a base de cemento o cal para solidificar o estabilizar los residuos inorgánicos peligrosos en forma de silicatos o hidróxidos inertes (Henry y Heinke, 1996).

Ante la problemática de los metales pesados se han encontrado diversos métodos para la remoción de los mismos. Soto R. y colaboradores en el 2004, propusieron la remoción de metales pesados mediante la aplicación de coagulantes tales como: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 (Soto *et al.*, 2004).

5.4.2.1 Métodos Actuales de Remoción de Colorantes de Efluentes Industriales.

Actualmente, la remoción de colorantes de los efluentes es realizada por medios físico-químicos. Dichos métodos son a menudo muy costosos y aunque los colorantes sean removidos, la acumulación de los lodos concentrados crea un problema de acumulación.

Las técnicas de adsorción han ganado aceptación recientemente debido a su eficiencia en la remoción de contaminantes estables a métodos convencionales. Los métodos de adsorción permiten al colorante ser atrapado en un sustrato sólido, el cual podría ser usado como un recurso para la agricultura (Robinson *et al.*, 2001).

En el año 2000, Edwards J. realizó una investigación de remoción de color para probar la eficacia de la oxidación química, utilizando tres colorantes tipo azo, obteniendo excelentes resultados con UV/H₂O₂, sin embargo este tipo de técnica son selectivas al tipo de colorante y tienen un costo elevado (Edwards, 2000)..

Tabla I

Ventajas y desventajas de los métodos actuales para la remoción de color de efluentes industriales.

Métodos físico/químicos.	Ventajas	Desventajas
Reactivo de fentons	Decolorización efectiva de colorantes solubles e insolubles	Generación de lodos
Ozonación.	Se aplica en estado gaseoso: no se altera en volumen.	Vida media corta (20 min)
Fotoquímico.	No se producen lodos.	Formación de subproductos
NaOCl	Inicia y acelera el corte del enlace azo.	Liberación de aminas aromáticas.
Cucurbituril.	Buena capacidad de adsorción de varios colorantes.	Alto costo.
Destrucción electroquímica.	Rompimiento de compuestos a no peligrosos.	Alto costo en electricidad.
Carbón activado.	Buena remoción de gran variedad de colorantes	Muy costoso.
Turba.	Buen adsorbente debido a su estructura celular	Áreas específicas de la superficie para la adsorción son menores a las del carbón activado.
Trozos de madera.	Buena capacidad de adsorción para colorantes ácidos.	Requiere largos periodos de retención.
Sílica gel.	Efectivo para la remoción de colorantes básicos.	Reacciones colaterales previenen su aplicación comercial.
Filtración por membrana	Remueve todos los tipos decolorantes.	Producción de lodos concentrados.
Intercambio iónico.	Regeneración: no hay pérdida de adsorbente.	No es efectivo para todos los colorantes.
Irradiación.	Oxidación efectiva a nivel laboratorio.	Requiere gran cantidad de O ₂ disuelto.
Coagulación electrocinética.	Factible económicamente.	Alta producción de lodos.

5.4.3 Procesos Biológicos

Este tipo de procesos puede ser utilizado siempre y cuando la concentración de sustancias tóxicas sea excesiva y sea posible aclimatar el proceso biológico, ciertos materiales orgánicos tóxicos (fenoles, aceites y otros residuos de refinería, por ejemplo) se pueden tratar de manera satisfactoria, y se consigue una eliminación de más del 60% de muchos metales pesados. Estos resultados se alcanzan con más frecuencia en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en combinación con residuos sanitarios que aportan dilución y capacidad amortiguadora, junto con materias orgánicas y nutrientes para el desarrollo de microorganismos (Henry y Heinke, 1996).

5.4.3.1 Biorremediación

Se define como los procesos de eliminación de metales tóxicos desde los efluentes mineros, utilizando para lograr este objetivo, materiales de origen biológico. La bioremediación es parte de las tecnologías de remediación consideradas limpias, y no contaminantes, otras son la fotólisis y sonólisis. Los procesos pueden clasificarse según el tipo y estado de material biológico que se utilice, en este caso se definen dos técnicas diferenciadas:

5.4.3.1.1 Bioacumulación Se basa en la absorción (sorción al interior) de las especies metálicas mediante los mecanismos de acumulación al interior de las células de biomasa vivas; varios estudios incluyen el uso de bacterias Gram+, Gram-, algas marinas, etc. Este mecanismo celular involucra un sistema de transporte de membrana que internaliza al metal pesado presente en el entorno celular con gasto de energía. Una

vez incorporado el metal pesado al citoplasma, éste es secuestrado por la presencia de proteínas ricas en grupos sulfhidrilos llamadas metalotioneínas o también puede ser compartimentalizado dentro de una vacuola, como ocurre en hongos (Vullo, 2003).

5.4.3.1.2 Biosorción Es el proceso de adsorción (sorción de superficie) que se realiza sobre biomasa seca, a partir de residuos de cultivos de fermentación o de derivados de organismos animales y vegetales. Los microorganismos utilizados como biosorbentes, retienen los metales pesados a intervalos de tiempo relativamente cortos al entrar en contacto con disoluciones de dichos metales. La biomasa capaz de participar en estos procesos es fácilmente extraíble de sistemas acuosos como cursos de aguas o efluentes de diversos orígenes, por lo que el proceso global de biorremediación sería rentable. Es por ello que la búsqueda de este tipo de microorganismos se encuentra en crecimiento constante, junto con el estudio de sistemas biosorbentes como por ejemplo la utilización de consorcios microbianos, o sistemas mixtos formados por microorganismos y macromoléculas (polímeros) sorbentes, que incrementarían los rendimientos en la captación de mezclas de metales pesados.

Los fenómenos de biosorción se caracterizan por la retención del metal mediante una interacción fisicoquímica del metal con ligandos pertenecientes a la superficie celular. Esta interacción se produce con grupos funcionales expuestos hacia el exterior celular pertenecientes a partes de moléculas componentes de las paredes celulares, como por ejemplo carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato y sulfhidrilo.

Las interacciones metal-microbiota son estudiadas a profundidad en el contexto de la biotecnología ambiental, con el objeto de implementar métodos de remoción, recuperación o detoxificación de metales pesados (Vullo, 2003).

Dentro de los estudios que se han llevado a cabo para investigar la habilidad de biosorción y selectividad de la levadura *Saccharomyces cerevisiae* para con metales pesados. Se encontró que para disoluciones mixtas de metales, la remoción fue primordialmente para el plomo, posteriormente para el cobre, zinc y cadmio respectivamente (Ferreira y Gschaider, 2001).

5.4.4 Incineración

La popularidad de la incineración a alta temperatura para destruir diversos residuos orgánicos peligrosos va en aumento en todo el mundo, principalmente a causa de las restricciones cada vez mayores para la eliminación en terrenos. La incineración se define como la oxidación térmica de la materia orgánica a dióxido de carbono, agua y cenizas inertes. Se pueden producir sustancias orgánicas parcialmente quemadas, materia inorgánica particulada (ceniza fina), gases ácidos (como HCl) y óxidos de azufre (principalmente SO₂), según el material que se alimente y las condiciones de combustión. En la actualidad es necesario vigilar y controlar estrictamente estas emisiones al aire por medio de sistemas de control de la contaminación atmosférica. (Henry y Heinke, 1996).

5.4.5 Uso de Biopolímeros para Remoción de Metales y Colorantes.

Existen una serie más de técnicas en donde se utilizan adsorbentes para la remoción de metales pesados.

El cambio iónico y la adsorción parecen muy prometedores. En concreto, por intercambio iónico pueden eliminarse hasta el 95% de fosfatos, 85% de nitratos y 100% de sulfatos pero además pueden cambiar todo tipo de metales por otro catión, Na^+ o H^+ y/o retenerlos por adsorción física y efecto de tamiz molecular (Anónimo, 2004).

Últimamente se han estudiado las propiedades de algunos materiales: biopolímeros como la celulosa, almidón, quitina, quitosan; arcillas, cenizas etc, para llevar a cabo la remoción de metales en soluciones acuosas.

Longhinotti *et al.*, en 1998 utilizaron la quitina para adsorber tres diferentes colorantes aniónicos en disolución, evaluando diferentes factores pH, temperatura y concentración (isotermas de adsorción), resultando que la capacidad de adsorción es dependiente del pH.

En 1999 Annadurai *et al.*, utilizaron la quitina para adsorber un colorante reactivo, y el efecto de varios factores en la adsorción del colorante como: la concentración tamaño del adsorbente, temperatura y pH. Así mismo la remoción fue evaluada a diferentes temperaturas y pH.

McKay *et al.*, en 1999 utilizaron diversos materiales de bajo costo que contienen biopolímeros, evaluando su capacidad como adsorbentes para dos colorantes básicos, logrando obtener buenos resultados, debido a que el biopolímero y el colorante interactuaron por intercambio iónico, logrando una buena remoción del colorante.

Así mismo en el 2000 Figueiredo *et al.*, utilizaron algunos materiales naturales que contenían quitina como uno de los medios de adsorción; mediante el modelado, la simulación y la experimentación. Esto se llevo a cabo con los colorantes (CI direct green 26) y (CI reactive green 12).

En el año 2005, un grupo de investigadores evaluaron la capacidad para decolorar el RBBR, utilizando una variedad de arroz como fitoremediador (Takahashi *et al.*, 2005).

Múltiples estudios se han realizado para evaluar las propiedades de adsorción de materiales como: cenizas, arcillas, diversos tipos de carbón activado y zeolitas para la remoción de varios tipos de colorantes (Albanis *et al.*, 2000; Markovska *et al.*, 2001; Kankan *et al.*, 2002).

5.5 Biopolímeros

Un biopolímero es una macromolécula que es sintetizada mediante algún proceso biológico. Son moléculas grandes formadas de unidades repetitivas. Estas moléculas generalmente se encuentran disponibles en fuentes naturales, tienen poca o nula toxicidad y son solubles en agua para cierto rango de peso molecular

En este sentido las proteínas, el ADN y los polisacáridos son los biopolímeros más importantes y son frecuentemente polielectrolitos (García *et al.*, 1993; Brown *et al.*, 1998; Mathias, 2004; Sigma Aldrich, 2004; Marudova *et al.*, 2004).

5.5.1 Polisacáridos o Carbohidratos

Son una clase importante de sustancias naturales que se encuentran en la materia tanto vegetal como animal.

Los polisacáridos están formados por la unión de muchos monosacáridos, de 11 a cientos de miles. Sus enlaces son O-glucosídicos con pérdida de una molécula de agua por enlace. Estos polímeros pueden ser producidos por microorganismos (xantanas y

dextranas), por plantas (ácido alginico, goma arábica, celulosa, almidón), por mamíferos y crustáceos (heparina, glicógeno, quitina). Los polisacáridos mas importantes son el almidón, el glucógeno y la celulosa, que están formados por unidades de glucosa que se repiten (Brescia, 1977; Lehninger, 1991; Mathias, 2004).

Los polisacáridos cumplen diferentes funciones biológicas:

1.-Reserva energética (enlaces α -Glucosídico)

Como el almidón, el glucógeno y pectina (en plantas)

2.-Estructurales (enlaces β -Glicosídico)

Como la quitina (en insectos) y celulosa

5.5.1.1 Pectina

Las pectinas son polisacáridos aniónicos de alto peso molecular y se encuentran en los tejidos vegetales sobre todo en los tejidos blandos como en las frutas. (Walter, 1991; Goycoolea, 2001; Nordby *et al.*, 2002).

La pectina es un heteropolímero lineal cuyo componente principal de su estructura es el ácido D-galacturónico, los cuales se encuentran unidos por enlaces α (1-4) glucosídico; éste polímero presenta cantidades variables de L-ramnosa, D-galactosa, L-arabinosa y ocasionalmente trazas de otras unidades de azúcar (Figura 4) (Fogarty *et al.*, 1972; Nordby *et al.*, 2002; Hulburt *et al.*, 1970).

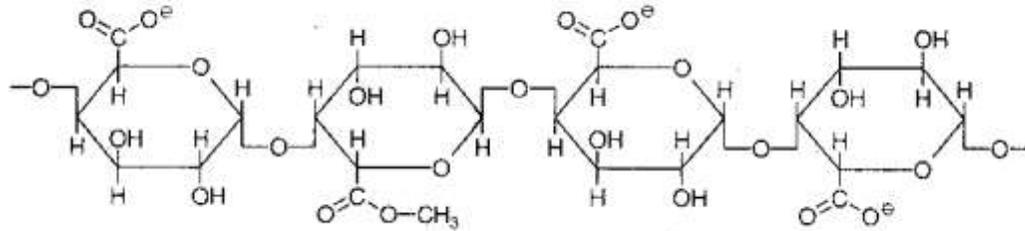


Figura 4. Estructura principal de la Pectina.

Las propiedades de las pectinas dependen de su grado de esterificación el cual es normalmente del 70% (Chaplin, 2003).

Las pectinas son usualmente clasificadas de acuerdo a su grado de metoxilación (GM) en dos grupos: Pectinas de alto metoxilo (contenido de metoxilos >50%) y de bajo metoxilo (contenido de metoxilos < 50%) (Morris *et al.*, 2001).

Dentro de las propiedades que presentan la pectina se encuentra la solubilidad en agua e insolubilidad en solventes orgánicos como el formaldehído. La solubilidad en agua de la pectina es determinada por el número de grupos methoxyl, su distribución y peso molecular (PM).

La pectina en polvo al adicionársele agua tiende a hidratarse muy rápido y a permanecer como un cúmulo de partículas parcialmente hidratadas y suspendidas que son difíciles de disolver, por lo cual la pectina requiere ser incorporada de manera lenta y con una rápida agitación (Salazar,2001).

La habilidad de las pectinas de formar geles depende del grado de metoxilación, así mismo las pectinas de bajo grado de metilación forman geles en presencia de iones divalentes (Hiorth *et al.*, 2005).

La afinidad de las cadenas de pectina por el Ca^{2+} , y otros cationes, aumenta con el incremento de la densidad de carga a lo largo de la cadena y se incrementan los bloqueos (Marudova *et al.*, 2002).

De unas 100,000 (Ton) toneladas de fruta (limón), se obtienen unas 5,500 ton de jugo concentrado, 450 ton de aceite esencial y 5,500 ton de cáscara deshidratada (Trapani, 2000).

Para la producción de las pectinas, el principal material de desecho para su obtención hoy en día es la cáscara de los cítricos, preferentemente la del limón, aunque la cáscara de la toronja, lima y naranja también son utilizadas. La cáscara utilizada para la obtención de la pectina proviene de la industria jugüera. La cáscara después de la extracción del jugo contiene del 2-4% de pectina y en forma seca del 20-40%. Otra fuente importante de pectina son los residuos obtenidos del proceso de extracción de jugo de manzana, que de igual manera que la cáscara de cítricos puede ser usada de forma fresca o seca. El contenido de pectina en los residuos de manzana seca es del 10-20%, 100-180mg/g de pectina (Constenía *et al.*, 2002).

Un fruto mexicano como lo es el tejocote, es reportado como una fuente para obtención de pectina con rendimientos equiparables al de la manzana, de igual forma se encuentra el nopal, la cual es una planta nativa de amplia distribución en zonas áridas y semiáridas de México y el mundo (Monroy *et al.*, 1990; Goycoolea, 2001).

En México los volúmenes de exportación de pectina en la última década exceden notablemente a los de importación a diferencia de la situación que prevalece con respecto a otros hidrocoloides (p. ej. carrageninas, alginatos, goma arábiga o goma guar) (Goycoolea, 2001). El último censo económico señala que la exportación de pectina

creció de 1,981 Ton en 1993 a 4,515 Ton en 1999, alcanzando un valor de casi 37 millones de dólares americanos SECOFI, 1999. Esto pone de relieve la importancia económica de estos hidrocoloides en el país. Nuevas fuentes de pectina pueden ser muy atractivas desde el punto de vista económico.

Cada año, los Estados Unidos importan más de 7 millones de libras de la pectina con un costo de \$6 a \$12 por libra para ser utilizadas como un agente para cuajar comidas con gelatina y como un agente para proveer la textura deseable en el yogurt. ARS están buscando socios para utilizar sus nuevas tecnologías, incluyendo el método nuevo (microondas) para producir la pectina (Kaplan, 2001)

La pectina inicialmente fue producida comercialmente como un extracto líquido, actualmente se produce como un polvo refinado de alta pureza. Dicho producto se ha considerado siempre como un constituyente de los alimentos humanos.

La pectina es reconocida por la FAO como un aditivo seguro, el cual no tiene restricciones de uso si se tienen buenas prácticas de manufactura.

Las pectinas han sido usadas principalmente como agentes gelificantes en los pasados dos siglos, pero también pueden actuar como espesantes. Aunque la mayor aplicación de la pectina es en la manufactura de mermeladas, jaleas y conservas, se le conocen otras aplicaciones (Constenía *et al.*, 2002).

En la industria farmacéutica tiene aplicaciones tales como: tratamiento para la diarrea en enfermedades del sistema digestivo, diabetes, decremento de niveles de colesterol, tratamiento de poli artritis, la pectina administrada intravenosamente acorta el tiempo de coagulación de la sangre y se utiliza en casos de hemorragias (Fogarty *et al.*, 1972; Demyanovich, 1997)

En el ámbito industrial se ha estado probando la fabricación de películas biodegradables creadas a partir de mezclas de pectina y polivinil alcohol y con otros polisacáridos como el quitosán, obteniendo buenas propiedades (Hoagland, 1996; Coffin, 1998) y la formación de “pellets” entre la Pectina y el Quitosán para remoción de metales pesados de efluentes industriales (Debbaudt *et al.*, 2001).

Una de las propiedades de gran interés que mostró la pectina fue su capacidad de atrapar metales pesados por medio de un mecanismo de acomplejamiento. Esto es posible debido a que la pectina se encuentra como un polielectrolito cargado negativamente y puede unirse a iones de metales pesados cargados positivamente. La afinidad que presenta este polielectrolito es de mayor a menor proporción por los siguientes metales: Pb>Ba>Cd>Sr>Zn>Cu>Co>Ni>Hg>Cr>Mn>Mg. Las pectinas con bajo grado de metilación o esterificación son un antídoto para el envenenamiento con metales pesados, por un aumento en la excreción de las heces fecales y una disminución en la reabsorción (Hulburt *et al.*, 1977; Endress, 1991).

Por otro lado, Dronnet en 1996 encontró la siguiente tendencia: Ca<Ni~Cd<Zn<<Pb~Cu. Un año después demostró que el enlace entre la pectina y los iones metálicos a excepción del Ca²⁺, se describe por la isoterma de Langmuir.

La pectina se caracteriza por ser susceptible a ser degradada por enzimas pécticas como: Pectin esterasas, Transelimininasas o Pectatoliasas y Poligalacturonasas.

5.5.1.2 Quitosán

El quitosán es un derivado de la quitina la cual es un mucopolisacárido natural muy abundante, y material de soporte de crustáceos e insectos. La quitina es la mayor fuente de contaminación en las áreas costeras. Un importante derivado de la desacetilación de la

quitina es el quitosan, este producto fue descubierto en 1859 por el profesor C. Rouget (Figura 5) (Henen, 1996; Ravi Kumar, 2000; Nordby *et al.*, 2003).

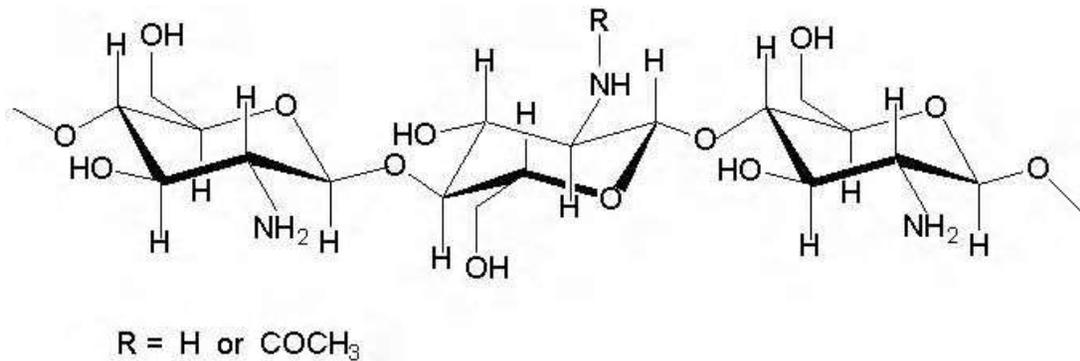


Figura 5. Estructura principal del Quitosan.

El quitosan y la quitina son de interés comercial debido a su alto porcentaje de nitrógeno. Además tienen excelentes propiedades: son biocompatibles, biodegradables, no son tóxicos y presentan propiedades de adsorción (Sandford, 1989; Ravi Kumar, 2000).

El quitosan es un amino-polisacárido derivado de la quitina el cual es desacetilado al ser sometido a un tratamiento de hidrólisis. Sin embargo el proceso de desacetilación raramente es completo por lo cual el producto obtenido es un copolímero (Sandford, 1989; Xu *et al.*, 1996; Singh *et al.*, 2000)

La mayoría de los polisacáridos comerciales son neutros o ácidos, pero el quitosan es un polisacárido básico. En condiciones de pH neutro o base ($pK_a=6.5$), el quitosan contiene grupos aminos libres y es insoluble en agua, sin embargo a pH ácido (ácido acético o ácido fórmico) el quitosan se vuelve soluble en agua. El quitosan es una polybase débil debido a la protonación de sus grupos aminos y adquiere una carga

positiva que le proporciona propiedades) asombrosas (Sandford, 1989; Nicol, 1991; Hennen, 1996).

Dentro de las propiedades catiónicas del quitosan se encuentran su excelente capacidad como floculante, debido al gran número de grupos $-NH_3$ que pueden interactuar con coloides de carga negativa (Sanford, 1989).

El quitosan es usado en agua y tratamiento de aguas, en deshidratación de lodos y procesos de fermentación.

El quitosan fue descubierto por como un floculante efectivo para sólidos suspendidos en desechos de procesos de alimentos, de igual forma se ha reportado como un buen agente quelante para metales pesados como el mercurio y el cromo. Se ha dicho que el quitosan es mas efectivo en deshidratar que poliacrilamidas aniónicas y catiónicas, entre otras (Chen *et al.*, 2005).

El quitosan y la quitina tienen un bajo grado de toxicidad; una LD_{50} para el quitosan en ratones de laboratorio de 16 g/Kg de peso cuerpo, la cual es cercana a la del azúcar y la sal (Singh *et al.*, 2000).

La producción de quitina y quitosan está basada en caparazón de cangrejo y camarón desechado por la industria empacadora de Oregon, Washington, Virginia y Japón. Muchos países poseen una gran cantidad de recursos de crustáceos sin explotar, e.g. Noruega, México y Chile.

Quitina y quitosan están siendo comercializados en India, Japón, Polonia, Noruega y Australia. El precio mundial del quitosan (en pequeñas cantidades) es de US \$7.5/10 g (Sigma and Aldrich price list) (Ravi Kumar, 2000).

El quitosan puede encontrarse en el mercado en muy diversas formas: hojuelas, polvo, gel, fibras, soluciones, etc.

El quitosán posee un sin número de aplicaciones, utilizándose éste en:

- 1) Industria de alimentos (agente de precipitación de material proteico) (Sanford, 1989; Knorr, 1991)
- 2) Industria cosmética (tratamiento y cuidado de la piel) (Sanford, 1989; Nicol, 1991)
- 3) Industria agrícola (aplicado en plantas para infecciones virales) (Muzzarelli, 1982).
- 4) Industrias biotecnológicas (inmovilización de enzimas y células y columnas empacadas y biomembrana (Mathur *et al.*, 1990; Singh *et al.*, 2000)
- 5) Área Médica e Industria farmacéutica (piel sintética, suturas quirúrgicas, lentes de contacto, membranas de riñón artificial, agente reductor de colesterol) (Allan *et al.*, 1984; Mathur *et al.*, 1990; Singh *et al.*, 2000; Dinesh *et al.*, 2000; Singh *et al.*, 2000)
- 6) Área Ambiental (tratamiento de aguas como coagulante/floculante, adsorbente y quelante) (Knorr, 1991).

Una de las áreas donde se ha visto su potencial aplicación, es el área ambiental debido a que se considera un polímero ambientalmente amigable y con excelentes propiedades para el tratamiento de aguas residuales.

El acumulamiento de metales pesados y pesticidas en el ambiente, ha creado grandes daños en las cadenas alimenticias, por lo cual se requiere de la depuración de aguas contaminadas con estos tóxicos para su descarga y reutilización (Knorr, 1991).

El uso de métodos convencionales para la remoción de metales en aguas provenientes de la industria como son la precipitación química u oxidación, filtración, tratamientos electroquímicos, intercambio iónico, recuperación por evaporación pueden ser no efectivos y costosos (Volesky and Holan, 1987).

Se han llevado a cabo diversos estudios para evaluar la capacidad del quitosán de remover contaminantes ya sean metales o colorantes. Factores de importancia que se

deben tomar en consideración para la interacción del quitosán con los metales, es el grado de polimerización, desacetilación y la distribución de grupos acetilo a lo largo de la cadena polimérica (Onsoyen and Skaugrud, 1990).

Se llevaron a cabo modificaciones al quitosán introduciendo algunos grupos funcionales como grupos carboxilos sulfuros y fósforo, posteriormente éste quitosán fue probado para atrapar iones Cobre, Níquel, Cobalto y Manganeso, comprobando no solamente la buena capacidad de remoción del quitosán si no también su selectividad en presencia de varios metales (Mitani *et al.*, 1997; Tan *et al.*, 1998).

De igual forma Lasko y Hurst en 1999, encontraron que el quitosán es capaz de remover hasta 42 mg de iones plata soluble por gramo de biopolímero.

La importancia de recuperar metales preciosos, han llevado a evaluar a este biopolímero y una modificación del mismo para dicho fin, encontrando que la adsorción de iones de oro (III) solo ocurre a pH 4 con una remoción de 30.95 mg/g de quitosán y para el N-carboximetil quitosán a pH 6 y con una remoción de 33.90 mg de oro por gramo de biopolímero (Wan Ngah and Liang, 1999).

Así como se ha buscado la recuperación de metales preciosos, se ha buscado la remoción de contaminantes radioactivos como el Uranio, encontrándose como factor importante la influencia del pH, y una mejor remoción a pH neutro para el quitosán que para el carbón activado (Park *et al.*, 1999).

Un grupo de investigadores en 1999, determinaron la preferencia del quitosán por los iones cobre, por lo cual propusieron la estructura y mecanismo de acomplejamiento (Monteiro and Airolly, 1999).

Se llevó a cabo la evaluación de parámetros fisicoquímicos para la remoción de metales, encontrando que las hojuelas de quitosán tiene una muy buena capacidad de

remoción de iones cobre. La remoción estuvo en función de su concentración no excediendo 0.24g en 25 ml y a un pH no mayor de 6 o 7 y la remoción de iones se presentó de la siguiente manera: Cu>Plomo>Cadmio>Zinc (Bassi *et al.*, 2000).

Ferreira y Gschaidner en el 2001, realizaron un estudio teórico y experimental de adsorción de plomo y mercurio en biopolímeros, específicamente en “pellets” de pectina y quitosan encontrando que la mezcla de los biopolímeros arroja mejores resultados que cuando se usan los biopolímeros por separado.

Algunas investigaciones involucran a la quitina y el quitosan los cuales, han demostrado tener gran capacidad para remover metales pesados y de transición. La quitina tiene la capacidad de remover aproximadamente el 35 % de los metales presentes; mientras que el quitosan ha demostrado ser mas efectivo removiendo hasta el 99 % de los metales pesados y de transición presentes.

También se ha demostrado que la capacidad de remoción depende de numerosos factores como pH, tiempo de contacto, tamaño de partícula, concentración del metal, tipo del metal y características fisicoquímicas de los materiales. (Xu *et al.*, 2002; Rae and Gibb, 2003)

Investigadores se han enfocado en estudiar la selectividad del quitosan para la remoción de metales, obteniendo los siguientes resultados: Cu^{2+} > Zn^{2+} > Ni^{2+} (Juang and Shao, 2002).

En el 2004, fueron evaluados gránulos de quitosan con un diámetro de 0.21 milímetros (mm) a una concentración inicial de Zinc de 10 ppm y pH 7, obteniéndose una remoción del 54.8% (Karthikeyan *et al.*, 2004).

El uso de biopolímeros para la remoción de colorantes, ha sido estudiado con anterioridad por algunos investigadores, no obstante la aplicación de quitosan para la remoción de éstos ha sido poco estudiada.

Quitosan modificado fue utilizado para la adsorción de colorantes aniónicos y metales, a través de la inmovilización de enzimas (Juang and Shao, 2002).

La quitina y el quitosan fueron evaluados junto con otros polisacáridos para la remoción de colorantes textiles (reavivo, directo y ácido), los resultados indicaron que estos polisacáridos catiónicos presentan excelente propiedades de remoción (Blackburn, 2004).

Una propiedad que le brinda aún más ventajas al quitosan para su aplicación, es su capacidad para ser biodegradado, debido a que ambos son polisacáridos de origen natural.

Se considera que existe una gran variedad de microorganismos productores de quitosanasas que son capaces de degradar este polímero como: *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Streptomyces*, *Aspergillus* y *Penicillum*, los cuales se encuentran ampliamente distribuidos en el ecosistema (Salazar, 2001).

5.5.1.3 Complejos Polielectrólitos

Los Complejos Polielectrolitos (CPE), son formados cuando soluciones de macromoléculas que presentan cargas opuestas son mezcladas (Nakajima *et al.*, 1976; Fukuda *et al.*, 1977; De Yao *et al.*, 1997). Esencialmente, este es el resultado de interacciones electrostáticas entre dos poliiones. Dependiendo de varias condiciones, estas pueden provocar que el complejo se separe en una fase concentrada del complejo coacervado o en un gel más o menos compacto o un precipitado. La composición del

CPE precipitado, está dada por la razón molar de los dos polímeros de cargas opuestas, así como la geometría molecular, la densidad de carga, etc. La formación del complejo es sensible a la naturaleza del solvente, el pH del medio y la concentración de las moléculas de interacción (Nakajima *et al.*, K., 1977; De Yao *et al.*, 1997; Izumrodov *et al.*, 1998; Biesheuvel *et al.*, 2004).

Dependiendo de los factores antes mencionados, el acomplejamiento podría resultar en un complejo soluble o una separación de fases macroscópica, la cual puede ser observada por turbidimetría (Thünemann *et al.*, 2004).

Los CPE's muestran principalmente interacciones electrostáticas, por puentes de hidrogeno, fuerzas dipolo e interacciones hidrofóbicas, estas interacciones frecuentemente juegan un papel importante en la estructura final (Smid and Fish, 1990).

Los CPE's sintéticos han sido estudiados intensamente y han tenido aplicaciones en áreas como diálisis, ultra filtración y como agentes antitrombogénicos. Los PEC's elaborados con polímeros naturales como glicol quitosan, gelatina, ácido dietilaminoetil, heparina, sulfato de celulosa, sulfato de condroitina, sulfato dextran, carboximetil celulosa, alginato de sodio. La mayoría de los trabajos con estos polímeros se han enfocado a su aplicación como filtros o antitrombogénicos (Willet, 1995).

5.5.1.3.1 CPE Quitosan-Pectina Desde 1996 un grupo de investigadores, ha estado estudiando la formación del CPE quitosan-pectina su composición y las propiedades de solubilidad (De Yao *et al.*, 1996,1997)

En el 2001, se realizó un estudio para llevar a cabo la formación del CPE quitosan-pectina, para lo cual se realizó la caracterización fisicoquímica de cada biopolímero (pH, grupos ionizables, pKa, pH óptimo de ionización, Espectrofotometría de Infrarrojo por

Transformadas de Fourier (FTIR), viscosidad intrínseca, peso molecular del quitosan), posteriormente se evaluó la relación de mezcla (concentración de biopolímero) y pH en la formación del CPE; así mismo se lograron establecer los pH's adecuado para tener la formación del CPE quitosan-pectina: pH 3.8 donde los grupos disponibles del quitosan se encuentran protonados en forma de NH_3 y pH 7.6 para obtener los grupos carboxilos desionizados de la pectina, la relación de mezcla fue de 0.5% de quitosan y 1% de pectina obteniéndose con esto una buena formación de CPE en forma de gel (Figura 6). Se llevaron a cabo estudios preliminares, de la posible aplicación de éste CPE para el tratamiento de aguas industriales y la deshidratación de lodos, obteniéndose buenos resultados (Salazar, 2001).

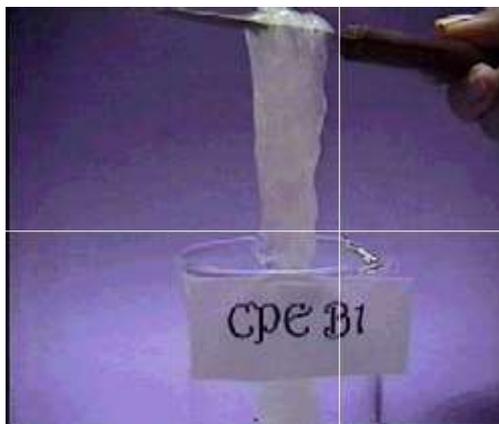


Figura 6.- CPE quitosan-pectina (Salazar, 2001).

De igual manera se han estudiado las propiedades reológicas (gelificación termoreversible) de éste CPE (Nordby et al, 2002).

Otro estudio llevado a cabo, es el efecto de la concentración de quitosan en la gelificación de pectinas de diferente distribución y densidad de carga, a través de la

determinación de la rigidez del gel y la unión del quitosan al gel. El quitosan actúa como un entrecruzante de la solución de pectina, dependiente de las cargas de la misma (Marudova *et al.*, 2004).

En el 2005, fueron evaluadas las propiedades estructurales y dinámicas de una mezcla acuosa de pectina y quitosan (Hiorth *et al.*, 2005).

6. MÉTODOS

6.1 Elaboración y Evaluación de la capacidad del CPE Q-P de remover contaminantes.

Para la elaboración y evaluación del CPE Q-P se requirieron los siguientes componentes.

Pectina (Cáscara de cítricos, alto grado de esterificación) (Casa Arreola S. A)

Quitosan TM 756 96.9 % desacetilación (Caparazón de camarón) (Primex)

Agua Desionizada (CTR)

Ácido acético glacial 99% pureza (Sigma Chemical Co.)

Ácido Clorhídrico 37.3% pureza (Productos Químicos de Monterrey, S. A)

Cloruro de Sodio hojuelas 98% pureza (Productos Químicos de Monterrey, S. A)

Acetato de Sódio (Sigma Chemical Co.)

Solución estándar de Plomo 1000 ppm (Ricca)

Solución estándar de Cadmio 1000 ppm (Ricca)

Solución estándar de Zinc 1000 ppm (Ricca)

Colorante Cristal Scarlet, 80% pureza (Aldrich)

Colorante Ponceau BS, 60% pureza (Sigma Chemical Co.)

Colorante RBBR, 50% pureza (Sigma Chemical Co.)

6.1.1 Elaboración de las Disoluciones Poliméricas para el CPE Quitosan-Pectina.

Para obtener una disolución de concentración definida (1%), se pesó la cantidad requerida de pectina (polielectrolito aniónico), la cual posteriormente se disolvió en agua desionizada por agitación con una barra magnética sobre una placa de agitación (Corning sirrер/hot plate). Así mismo, el pH de la disolución del polielectrolito fue ajustado a pH 7.6 de completa ionización (COO^-) con disoluciones de NaOH y HCl (1.0 y 0.1 Molar), con ayuda de un potenciómetro (Beckman Mod ϕ 390).

La disolución de quitosan (polielectrolito catiónico) se preparó disolviendo a este biopolímero en una solución al 0.5% volumen-volumen (v/v) de ácido acético, con agitación constante con una barra magnética sobre una placa de agitación (Corning sirrер/hot plate), hasta una concentración final del biopolímero de 0.5% peso-volumen (p/v). Posteriormente se ajustó a pH 3.8 la disolución catiónica para tener el polielectrolito completamente ionizado (NH_3^+) (Salazar, 2001).

6.1.1.1 Análisis de Metales Pesados en los Biopolímeros.

Se determinó la cantidad de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} presente en los biopolímeros, antes de su uso en la elaboración del CPE; para lo cual se elaboraron las disoluciones de pectina y quitosan, posteriormente fueron analizadas en un espectrofotómetro de absorción atómica (GBC 932 AA, numero de serie 4670 IDE 335318). La cantidad de cada metal fue considerada para la concentración inicial del metal en el tratamiento.

6.1.2 Evaluar la Capacidad del CPE Quitosan-Pectina de Remover Metales Pesados en Disolución.

6.1.2.1 Diseño de Experimentos.

Se utilizó un diseño de experimentos y de optimización denominado método univariado, este método, es clasificado como un método secuencial, y es también conocido como método clásico de investigación, método del factor único o de estrategia de un factor por vez. En este método, se fijan a un cierto nivel, todos los factores que están siendo investigados, menos uno de ellos. Entonces, éste último es variado hasta que se encuentre la mejor respuesta, después de esto, éste factor es fijado y un nuevo factor sufre variación. El proceso se repite hasta que todos los factores hallan sido adecuados para dar la mejor respuesta (Anónimo, 2005).

Con este diseño experimental se evaluó la capacidad de remoción de contaminantes del CPE Q-P. Los factores evaluados fueron: pH, tiempo de reacción, concentración y temperatura de la disolución de los metales Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} . Los resultados obtenidos, fueron analizados estadísticamente por medio de un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de comparación de medias de rangos múltiples de Tukey, a un nivel de significancia de 0.05 con el programa SPSS 10 (Statistical Program for Social Science).

6.1.2.2 Elaboración de las Disoluciones de Metales Pesados.

Las disoluciones del metal (Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}) fueron elaboradas, a partir de una solución madre, de 1000 mg/L (ppm). A partir de esta solución, se llevaron a cabo diluciones en agua desionizada o Ácido Nítrico al 1%, con la finalidad de obtener las concentraciones deseadas para los experimentos (10, 30, 90, 180 y 270 mg/L).

6.1.2.3 Evaluación del Efecto del pH en la Remoción de Metales.

El efecto del pH, se determinó en un sistema por lotes, en matraces Erlenmeyer de plástico de 250 mililitros (ml). Un volumen de 50 ml de disolución de metal a una concentración de 30 mg/L, fue ajustada a 4 diferentes valores de pH (2, 4, 6 y 8) adicionando NaOH, HCl o Amoniacó (NH_3) a una concentración de 0.1 o 1.0 Molar (M).

Una vez ajustado el pH de la disolución de metal, se agregaron las disoluciones poliméricas de quitosan (polielectrolito catiónico) y pectina (polielectrolito aniónico) una a una, en un volumen fijo de 25ml respectivamente. Se consideró el pH de la disolución de metal para determinar el orden en que se agregaron las disoluciones de los polielectrolitos (Salazar, 2001).

Una vez que se llevo a cabo la mezcla, los matraces fueron sellados y se colocaron en un agitador orbital “shaker”(New Brunswick Scientific Co., INC) por espacio de 15 minutos, a 150 rpm (revoluciones por minuto) y temperatura ambiente (28°C). Después del periodo de contacto, el CPE en forma de gel fue separado por medio de centrifugación (Beckman modelo J2-21) a 12,000 rpm por 25 minutos y la cantidad de metal adsorbido fue determinada en el sobrenadante, se llevo a cabo su análisis en un Espectrofotómetro de absorción atómica (GBC 932 AA, numero de serie 4670 IDE 335318). Se llevo a cabo la determinación de la concentración removida por el CPE (Figura 7), por diferencia de la concentración inicial del contaminante y la cantidad presente en el sobrenadante.

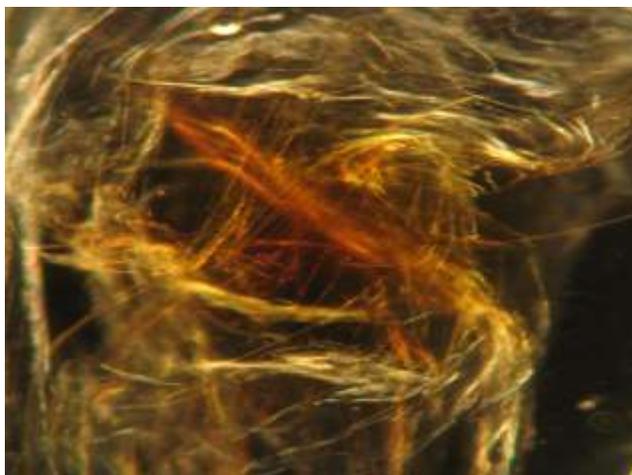


Figura 7. CPE quitosan-pectina visto en un microscopio confocal en campo oscuro resolución 40X.

Se determinó la cantidad de metal (Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}) adsorbido por gramo de biopolímero y el porcentaje de remoción para cada pH evaluado, de acuerdo con las siguientes ecuaciones.

Ecuación 1a

$$\{QD\} = \frac{(C_0 - C_f) V}{W}$$

Ecuación 2a

$$\text{Porcentaje de remoción (\%)} = 100 (C_0 - C_f) / C_0$$

QD= es la cantidad de metal adsorbido por gramo de biopolímero (mg/ g);

C_0 = es la concentración inicial de metal en la disolución (mg/ L);

C_f = es la concentración final del metal en la disolución (mg /L);

V = es el volumen de la disolución en litros (L) y

W =es la masa del polímero usado para la formación del Complejo Polielectrolito en gramos (g) (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002; Kannan *et al.*, 2002).

Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples de Tukey para la comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

Los resultados de pH a los cuales se obtuvo la mejor remoción fueron utilizados en la evaluación del tiempo de reacción, concentración y temperatura.

6.1.2.4 Evaluación del Tiempo de Reacción o Equilibrio.

La evaluación de la dependencia del tiempo de reacción en la adsorción, se determino de la siguiente manera:

En un sistema por lotes se colocaron 50 ml de la disolución de metal a una concentración de 30 mg/L, en matraces Erlenmeyer de plásticos de 250 ml de capacidad, las disoluciones fueron ajustadas al pH donde se obtuvo la mejor remoción de cada metal; posteriormente se agregaron 25 ml de cada una de las disoluciones de los polielectrolitos. Los matraces se sellaron y se colocaron en un “shaker” (agitador orbital) (New Brunswick Scientific Co., INC) a 150 rpm y 28°C, se dejaron a interactuar a diferentes tiempos de reacción (7.5, 15, 30, 60, 120 minutos o hasta el equilibrio), esto dependiendo del comportamiento obtenido en la remoción del metal. El CPE fue separado por centrifugación bajo las condiciones mencionadas anteriormente. La concentración de metal en el sobrenadante fue analizada por medio de un Espectrofotómetro de absorción atómica (GBC 932 AA, numero de serie 4670 IDE 335318). Se llevo a cabo la determinación de la concentración removida por el CPE por

diferencia de la concentración inicial del contaminante y la cantidad presente en el sobrenadante. Se obtuvo la cantidad de metal (Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}) removido por gramo de biopolímero, y el porcentaje de remoción para cada tiempo de reacción evaluado, con la ecuaciones 1a y 2a (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002; Kannan *et al.*, 2002).

Los resultados de tiempo de reacción obtenidos en el presente estudio, fueron utilizados para evaluar la temperatura y concentración en la remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} .

Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado y fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA), así como a la prueba de rangos múltiples de Tukey para la comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

6.1.2.5 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} .

Los experimentos se llevaron a cabo en un sistema por lotes, en matraces de plástico de 250ml de capacidad, con una muestra de 50 ml de la disolución de metal a 5 diferentes concentraciones iniciales (10, 30, 90, 180 y 270 mg/L) y 3 diferentes temperaturas (25, 35 y 45°C). Todas las disoluciones fueron ajustadas al valor de pH previamente establecido, y acondicionadas a la temperatura correspondiente de evaluación (25, 35 o 45°C), para lo cual se utilizó una placa con agitación y temperatura controlada (Corning sirrer/hot plate). Posteriormente, se agregaron 25 ml de cada una de las disoluciones de los biopolímero (tomando en cuenta el pH del contaminante), a la disolución de metal. Las mezclas, fueron puestas para su interacción, en un agitador orbital (New Brunswick Scientific Co., INC) a un tiempo de reacción el cual fue

determinado previamente para cada contaminante, así mismo se mantuvieron condiciones controladas de temperatura (25, 35 o 45 °C). El CPE (gel) y el sobrenadante, fueron separados por centrifugación bajo las condiciones mencionadas anteriormente. La cantidad de metal en el sobrenadante fue determinada utilizando un Espectrofotómetro absorción atómica (GBC 932 AA, numero de serie 4670 IDE 335318). Se llevó a cabo la determinación de la concentración removida por el CPE, por diferencia de la concentración inicial del metal y la cantidad presente en el sobrenadante.

Se obtuvo la cantidad de metal (Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}) removido por gramo de biopolímero y el porcentaje de remoción para cada concentración y temperatura evaluada, con las ecuaciones *1a* y *2a* (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002; Kannan *et al.*, 2002).

Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples de Tukey para la comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

6.1.3 Evaluar la Capacidad del CPE Quitosan-Pectina de Remover Colorantes Textiles en Disolución.

5.1.3.1 Diseño de Experimentos.

Se evaluó la capacidad del CPE quitosan-pectina de remover colorantes textiles tales como: Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.

Para lo cual se utilizó un diseño de experimentos y de optimización denominado método univariado. Con este diseño experimental se evaluó la capacidad de remoción de colorantes por efecto de la formulación del CPE Q-P. Los factores evaluados fueron: pH,

tiempo de reacción, concentración y temperatura de la disolución de los colorantes (Anónimo, 2005).

Los resultados obtenidos, fueron analizados estadísticamente por medio de un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de comparación de medias de rangos múltiples de Tukey, a un nivel de significancia de 0.05 con el programa SPSS 10 (Statistical Program for Social Science).

6.1.3.2 Elaboración de Disoluciones Poliméricas.

Para la elaboración de las disoluciones poliméricas aniónica (pectina) y catiónica (quitosan), se procedió de acuerdo a la metodología reportada con anterioridad (Salazar; 2001).

6.1.3.3 Elaboración de las Disoluciones de los Colorantes.

Se prepararon disoluciones madre de cada uno de los colorantes; Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR a una concentración final de 1000 mg/L. El colorante fue disuelto con agitación en agua desionizada con ayuda de una barra magnética sobre una placa de agitación (Corning stirrer/hot plate). A partir de esta disolución, se llevaron a cabo diluciones en agua desionizada, con la finalidad de obtener las concentraciones de 25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L.

6.1.3.4 Determinación de la Longitud de Onda de Máxima Absorción del Colorante.

Con el fin de determinar la longitud de onda (λ) de máxima absorción para cada uno de los colorantes textiles, se llevó a cabo un barrido en un rango de 230-800 nanómetros (nm) para cada uno de los colorantes (Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR), con un Espectrofotómetro UV-visible (Beckman DU 650). Esta longitud de onda, fue utilizada en la determinación de la concentración del colorante removido, para lo cual se elaboró una curva de concentraciones de 2.5 hasta 30 mg/L para cada colorante.

6.1.3.5 Evaluación del Efecto del pH en la Remoción de Colorantes.

El efecto del pH, se determinó en un sistema por lotes, en matraces Erlenmeyer de vidrio de 250 ml con un volumen de 50 ml de disolución de colorante a una concentración de 50 mg/L. Posteriormente, el pH se ajustó a 6 diferentes valores (2, 4, 6, 8, 10 y 12), adicionando NaOH y HCl 0.1 o 1.0 M.

Ajustado el pH de la disolución de colorante, se agregaron 25 ml de cada una de las disoluciones poliméricas de Quitosan y Pectina respectivamente, considerando el pH de la disolución del colorante para determinar el orden en que se agregaron las disoluciones (Salazar; 2001).

Hecha la mezcla, los matraces se sellaron y se colocaron en un agitador orbital “shaker” (New Brunswick Scientific Co., INC) por espacio de 15 minutos, a 150 rpm y 28°C. Posteriormente, el sobrenadante fue separado del CPE (gel) por centrifugación, a 12,000 rpm por espacio de 25 minutos.

La concentración del colorante en disolución se determinó empleando un Espectrofotómetro UV- visible (Beckman DU 650), donde se llevó a cabo el análisis de las muestras a la λ máxima para cada colorante.

La concentración removida por el CPE se determinó por diferencia de la concentración inicial del colorante y la cantidad presente en el sobrenadante. Se estableció la cantidad de colorante (Cristal Scarlet, Ponceau y RBBR) adsorbido por gramo de biopolímero (QD) y el porcentaje de remoción para cada pH evaluado, de acuerdo con las ecuaciones *1b* y *2b* respectivamente.

Ecuación 1b

$$\{QD\} = \frac{(C_0 - C_f) V}{W}$$

Ecuación 2b

$$\text{Porcentaje de remoción (\%)} = 100 (C_0 - C_f) / C_0$$

QD= es la cantidad de colorante adsorbido (mg/ g);

C_0 = es la concentración inicial de colorante en la disolución (mg/ L);

C_f = es la concentración final del colorante en la disolución (mg /L);

V = es el volumen de la disolución en litros (L) y

W =es la masa del polímero usado para la formación del Complejo Polielectrolito en gramos (g) (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002).

Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples de Tukey para comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

Los resultados de pH a los cuales se obtuvo la mejor remoción fueron utilizados en la evaluación del tiempo de reacción, concentración y temperatura.

6.1.3.6 Evaluación del Tiempo de Reacción o Equilibrio en la Remoción de Colorantes Textiles.

La determinación de la dependencia del tiempo de reacción en la remoción, se llevo a cabo en un sistema por lotes en matraces de vidrio de 250 ml con 50 ml de la disolución del colorante a una concentración de 50 ppm (Cristal Scarlet, Rojo Ponceau o RBBR). La disolución fue ajustada al valor de pH donde se obtuvo la mejor remoción, posteriormente se agregaron 25 ml de cada una de las disoluciones poliméricas (aniónica y catiónica), estas fueron adicionadas una a una tomando en cuenta el pH de la disolución del colorante. Los matraces se sellaron y se colocaron en un agitador orbital (New Brunswick Scientific Co., INC) a 150 rpm y 28°C a 7 diferentes tiempos de reacción (0, 7.5, 15, 30, 60, 120 y 240). Posteriormente el CPE (gel) fue separado por centrifugación bajo las condiciones mencionadas anteriormente y la cantidad de colorante en el sobrenadante, fue analizada por medio de un Espectrofotómetro de UV-visible (Beckman DU 650), a la correspondiente longitud de onda máxima. La concentración de colorante removida por el CPE se obtuvo por diferencia de la concentración inicial del colorante (50 mg/L) y la cantidad presente en el sobrenadante. Finalmente, se estableció la cantidad de colorante (Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR) adsorbido por gramo de biopolímero (QD) y el porcentaje de remoción para

cada tiempo evaluado, de acuerdo con las ecuaciones antes mencionadas *1b* y *2b* (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002).

Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples de Tukey para comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

Los resultados de tiempo de reacción obtenidos en el presente estudio, fueron utilizados para evaluar la temperatura y concentración en la remoción de los colorantes.

6.1.3.7 Evaluación de la Temperatura y Concentración en la Remoción de Colorantes Textiles.

En un sistema por lotes, se pusieron 50 ml de la disolución del colorante textil en matraces Erlenmeyer de 250 ml a diferentes concentraciones iniciales (25, 50, 100, 200, 300, 400, 600, 700 y 800 mg/L) y 3 diferentes temperaturas (25, 35 y 45°C), Las concentraciones fueron preparadas a partir de la solución madre de 1000mg/L. Estas disoluciones fueron ajustadas al valor de pH de máxima remoción obtenido previamente, y acondicionadas a la temperatura correspondiente de evaluación (25, 35 o 45°C), para lo cual se utilizó una placa con temperatura (Corning sirrer/hot plate). Posteriormente, se agregaron 25 ml de las disoluciones poliméricas (aniónica y catiónica), tomando en cuenta el valor de pH del contaminante. La disolución fue puesta en un agitador orbital (New Brunswick Scientific Co., INC) a un tiempo fijo de reacción (el cual fue determinado previamente) y bajo condiciones controladas de temperatura. El CPE (gel) fue separado por centrifugación y la cantidad de colorante adsorbido se determinó por Espectrofotometría UV-visible (Beckman DU 650) a la correspondiente longitud de onda máxima. La concentración de colorante removido por el CPE se determinó por

diferencia de la concentración inicial del colorante y la cantidad presente en el sobrenadante. Se estableció la cantidad de colorante (Cristal Scarlet, Ponceau y RBBR) adsorbido (QD) y el porcentaje de remoción para cada concentración y temperatura evaluada, de acuerdo con las ecuaciones antes mencionadas *1b* y *2b* (Bassi *et al.*, 1998; Longhinotti *et al.*, 1998; Juang *et al.*, 2002).

Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples de Tukey, para la comparación de medias con una $p \leq 0.05$.

7. RESULTADOS

7.1. Evaluar la Capacidad del CPE Q-P de Remover Metales Pesados en Disolución.

7.1.1. Análisis de Metales Pesados en los Biopolímeros

La cantidad de metales pesados como plomo, cadmio y zinc en los biopolímero pectina y quitosan, se presentan en la (Tabla II). La cantidad de metales en ambos biopolímeros se sumo a la concentración de contaminante inicial (Ci).

Tabla II

Contenido de metales pesados en los biopolímeros pectina y quitosan^a

Biopolímero	Plomo(mg/L)	Cadmio (mg/L)	Zinc(mg/L)
Pectina	0.308	0.184	0.117
Quitosan	0.006	0.093	0.064
Total	0.313	0.277	0.181

^a Se determino la cantidad de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} presente en los biopolímeros, para lo cual se elaboraron las disoluciones de pectina y quitosan, y fueron analizadas en un Espectrofotómetro de absorción atómica (GBC 932 AA, número de serie 4670 IDE 335318).

7.1.2. Efecto del pH en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}

En el estudio del efecto del pH en la remoción de metales como: Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} , la mayor remoción se presentó para el Pb^{2+} a pH 2 y 4, con una remoción del 99.68 y 97.49 % y una QD de 4.029 y 3.941 de los 30.313. mg/L iniciales del contaminante en disolución. Así mismo los resultados obtenidos para la remoción del Pb^{2+} a pH de 6 y 8, fluctuaron entre 86 a 90% y una QD de 3.48 y 3.65 mg/g respectivamente (Tabla III).

Se observó poca diferencia (<5%) entre la remoción obtenida a pH 2 y pH 4, sin embargo la remoción a pH 6 y 8 sí presentó diferencia en su remoción ($\geq 9\%$) con respecto a los pH's mencionados anteriormente (Figura 8), el análisis de varianza arrojó para dicho análisis que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=35.794$, g. l.=11, $P\leq 0.001$). Posteriormente se llevó a cabo la comparación de medias, a un nivel de significancia de 0.05, para los diferentes tratamientos evaluados, mostrándose 2 grupos de homogeneidad (Tabla III).

Para evaluar el efecto del tiempo de reacción y equilibrio en la remoción de este contaminante, se seleccionó el pH 2 en base a los resultados estadísticos obtenidos y al pH a los cuales se arrojan los efluentes que contienen este contaminante.

El Cd^{2+} presentó una mayor remoción a pH 4 y 8 con un 57.48 y 59.14 % de remoción así mismo presentó una QD de 2.32 y 2.388 mg/g respectivamente, de los 30.313. mg/L iniciales del contaminante en disolución. Así mismo los resultados obtenidos para la remoción del Cd^{2+} a pH de 2 y 6, fluctuaron entre 56 y 55% y una QD de 2.295 y 3.2.239 mg/g (Tabla IV).

Tabla III

Efecto del pH en la remoción de Plomo^a

pH	Remoción de Pb ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
2	30.217 ± 0.03 ^b	99.68	4.029 ± 0.004
4	29.555 ± 0.14 ^b	97.49	3.941 ± 0.02
6	27.445 ± 0.91 ^a	90.53	3.659 ± 0.12
8	26.103 ± 0.60 ^a	86.11	3.480 ± 0.08

^a Se elaboraron disoluciones de plomo (Pb²⁺) a una concentración de 30 mg/L (ppm) las cuales fueron ajustadas a 4 diferentes valores de pH (2, 4, 6 y 8). Posteriormente, se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosán-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosán-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinándose la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la fórmula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Pb²⁺ en mg/L de disolución ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes. $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

Se observa una diferencia mínima ($\leq 4\%$) en la remoción obtenida a los diferentes valores de pH (Figura 8), no obstante el análisis de varianza arrojó para dicho análisis que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=26.907$, g. l. =11, $P\leq 0.001$). Posteriormente, se llevo a cabo la comparación de medias ($p\leq 0.05$), para los diferentes tratamientos evaluados, mostrándose 2 grupos de homogeneidad (Tabla IV).

Para evaluar el efecto del tiempo de reacción o equilibrio en la remoción de este contaminante, se seleccionó el pH 4 en base a los resultados estadísticos obtenidos y al pH a los cuales se arrojan los efluentes que contienen este contaminante.

Tabla IV

Efecto del pH en la remoción de cadmio^a

pH	Remoción de Cd ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
2	17.216 ± 0.32 ^b	56.86	2.295 ± 0.04
4	17.402 ± 0.73 ^b	57.48	2.320 ± 0.10
6	16.794 ± 0.68 ^a	55.47	2.239 ± 0.09
8	17.907 ± 0.60 ^b	59.14	2.388 ± 0.08

^a Se elaboraron disoluciones de cadmio (Cd²⁺) a una concentración de 30 mg/L (ppm) las cuales fueron ajustadas a 4 diferentes valores de pH (2, 4, 6 y 8). Posteriormente se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosan-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosan-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinándose la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Cd²⁺ en mg/L de disolución ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes. $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

El Zn^{2+} presentó una mayor remoción a pH 4 con 64.75 % de remoción y una QD de 2.614, de los 30.313. mg/L iniciales del contaminante en disolución. Así mismo los resultados obtenidos para la remoción del Zn^{2+} a pH de 2,6 y 8, fluctuaron entre 62 y 63% y 2.49 y 2.55 mg/g (Tabla V).

Se observa una diferencia mínima ($\leq 3\%$) en la remoción obtenida a los diferentes valores de pH (Figura 4), no obstante el análisis de varianza ($p \leq 0.05$) arrojó para dicho análisis que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=46.066$, g. l. =11, $P \leq 0.001$). Posteriormente, se llevo a cabo la comparación de medias ($p \leq 0.05$) revelándose 2 grupos de homogeneidad (Tabla V)

Con los resultados estadísticos obtenidos y considerando el pH de los efluentes que contienen éste metal, se seleccionó el pH 4, para evaluar el efecto del tiempo de reacción en la remoción de este contaminante.

Tabla V

Efecto del pH en la remoción de zinc^a

pH	Remoción de Zn ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
2	19.145 ± 0.16 ^a	63.21	2.553 ± 0.16
4	19.609 ± 0.14 ^a	64.76	2.614 ± 0.14
6	18.739 ± 0.22 ^b	62.09	2.498 ± 0.22
8	19.084 ± 0.09 ^a	63.01	2.544 ± 0.09

^a Se elaboraron disoluciones de zinc (Zn²⁺) a una concentración de 30 mg/L las cuales fueron ajustadas a 4 diferentes valores de pH (2, 4, 6 y 8). Posteriormente, se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosan-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosan-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinándose la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Zn²⁺ en mg/L y mg/g ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

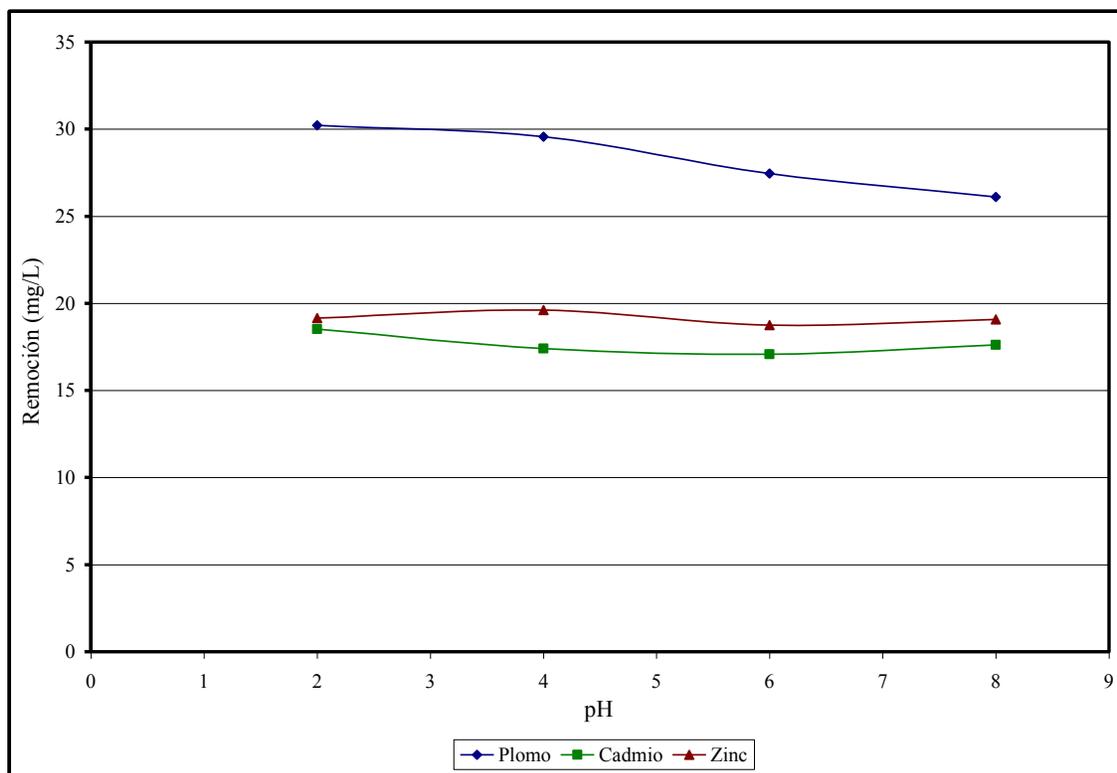


Figura 8. Efecto del pH en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} en disolución.

La remoción de metales pesados en disolución fue determinada a 4 diferentes valores de pH y una concentración inicial de 30 mg/L, se llevo a cabo al interactuar los polielectrolitos pectina y quitosan con la disolución del contaminante por espacio de 15 minutos a 28°C y 150 rpm. El análisis del contaminante fue determinado en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica. Los datos representan la media del triplicado de 3 ensayos independiente, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p \leq 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

7.1.3 Efecto del Tiempo de Reacción o Equilibrio en la Remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+}

En el efecto del tiempo de reacción en la remoción de Pb^{2+} (Figura 9), el tiempo de reacción al que se han llevado a cabo los estudios indicaron que éste, no es suficiente para establecer equilibrio en la remoción. Se observa una remoción del 55.77% equivalente a una QD de 2.25 mg/g a los 7.5 min y una remoción cercana al 100% (QD=4.023mg/g) a los 15 minuto. La concentración inicial en ambos casos fue de 30.313 mg/L (Tabla VI).

Los resultados obtenidos fueron sometidos a un análisis de varianza ($p \leq 0.05$), el cual nos indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=18.938$, g. l.=11, $P \leq 0.001$). Así mismo se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), revelando que existen 3 grupos de homogeneidad entre los tratamientos (Tabla VI).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó como tiempo de reacción adecuado para la remoción de Pb^{2+} 15 min, esto para evaluar el efecto de la temperatura y concentración en la remoción de dicho contaminante.

Tabla VI

Efecto del tiempo de reacción en la remoción de plomo^a

Tiempo de reacción (min)	Remoción de Pb ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
7.5	16.888 ± 0.56 ^a	55.78	2.252 ± 0.07
15	30.180 ± 0.03 ^c	99.68	4.024 ± 0.004
30	27.264 ± 0.70 ^b	90.05	3.635 ± 0.09
60	29.259 ± 0.09 ^c	96.71	3.904 ± 0.01
120	27.600 ± 0.84 ^b	91.16	3.680 ± 0.11

^a Se elaboraron disoluciones de plomo (Pb²⁺) a una concentración de 30 mg/L las cuales fueron ajustadas a pH 2, se llevo a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó interactuar a 5 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación, el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinando la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Pb²⁺ en mg/ L y mg/g ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

El efecto del tiempo de reacción en la remoción de Cd^{2+} y Zn^{2+} , se puede observar en la Figura 9. Donde la remoción presenta una diferencia $\leq 5\%$ en los diferentes tiempos de reacción evaluados, para ambos metales.

Así mismo, la remoción para el cadmio a los diferentes tiempos de reacción fluctuaron entre el 56.38 y 61.17% y una QD de 2.469 y 2.276 mg/g, la concentración inicial del metal fue de 30.277 mg/L (Tabla VII).

Para poder evaluar los resultados obtenidos, se llevo a cabo un análisis estadístico ($p \leq 0.05$), el cual indicó que existe diferencia significativa entre los tratamiento evaluados para este metal ($F=4.213$, g. l.=11, $P \leq 0.046$). Se procedió a realizar la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), dicha prueba reveló que existen 2 grupos de homogeneidad (Tabla VII).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó un tiempo de reacción de 15 min para la remoción de Cd^{2+} y formación del CPE, con el fin de evaluar el efecto de la temperatura y concentración en la remoción de estos contaminantes.

En la remoción de Zn^{2+} a los diferentes tiempos de reacción evaluados, la remoción fluctuó entre el 64.41 y el 68.53%. Lo cual indicó, que la mayor remoción se presentaba a los 30 min de reacción; en los cuales se logra remover un 68.53% equivalente a una QD de 2.648 mg/g, la concentración inicial de Zn^{2+} fue de 30.118 mg/L (Tabla VIII). Sin embargo, el análisis de varianza ($p \leq 0.05$) de los resultados obtenidos, indicaron que no existe diferencia significativa entre los tratamientos ($F=2.060$, g.l.=3, $P=0.184$). Se procedió a realizar la comparación de medias ($F=33,348.294$, g.l.=14, $P \leq 0.000$), confirmando la existencia de un solo grupo de homogeneidad para el Zn^{2+} (Tabla VIII).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó como tiempo de reacción 15 min el cual es adecuado para la remoción de Zn^{2+} y la formación del CPE, esto con el fin

de poder evaluar el efecto de la temperatura y concentración en la remoción de estos contaminantes.

Tabla VII

Efecto del tiempo de reacción en la remoción de cadmio^a

Tiempo de reacción (min)	Remoción de Cd ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
7.5	18.521 ± 0.42 ^b	61.17	2.469 ± 0.06
15	17.402 ± 0.73 ^{ba}	57.48	2.320 ± 0.10
30	17.071 ± 0.55 ^a	56.38	2.276 ± 0.07
60	17.607 ± 0.28 ^{ba}	58.15	2.348 ± 0.04

^a Se elaboraron disoluciones de cadmio (Cd²⁺) a una concentración de 30 mg/L las cuales fueron ajustadas a pH 4. Se llevo a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó interactuar a 5 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación. El sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinando por diferencia la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Cd²⁺ en mg/ L y mg/g ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

Tabla VIII

Efecto del tiempo de reacción en la remoción de Zinc^a

Tiempo de reacción (min)	Remoción de Zn ²⁺ (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
7.5	19.441 ± 0.63 ^a	64.41	2.614 ± 0.08
15	19.609 ± 1.02 ^a	64.97	2.758 ± 0.14
30	20.684 ± 0.55 ^a	68.53	2.648 ± 0.07
60	19.857 ± 0.15 ^a	65.79	2.592 ± 0.02

[†] Se elaboraron disoluciones de zinc (Zn²⁺) a una concentración de 30 mg/L a pH 4. Se llevo a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del metal. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó interactuar a 5 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación. El sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de absorción atómica, determinando por diferencia la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción de Zn²⁺ en mg/ L y mg/g ± desviación estándar del triplicado de 3 ensayos independiente.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

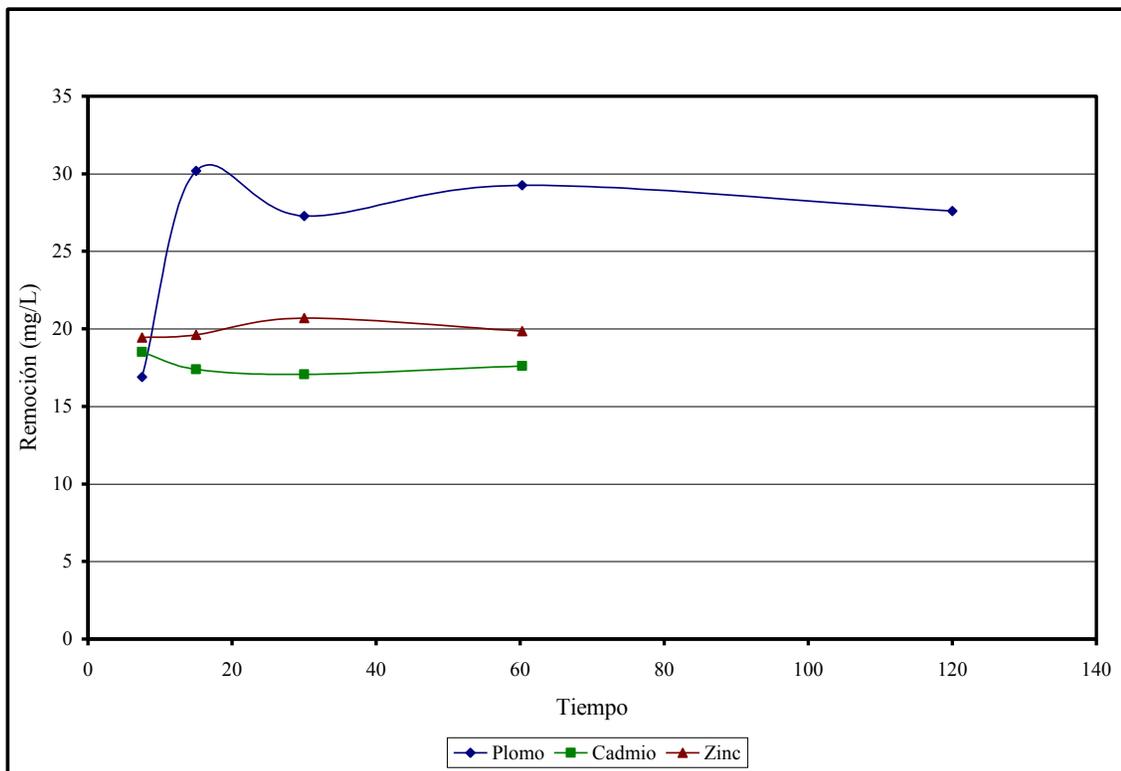


Figura 9. Efecto del tiempo de reacción en la remoción de Plomo, Cadmio y Zinc.

La remoción de metales pesados en disolución fue determinada a diferentes tiempos de reacción al interactuar los polímeros pectina y quitosan con el contaminante a 28°C. El análisis del contaminante fue determinado por Espectrofotometría de absorción atómica. Los datos representan la media del triplicado de 3 ensayos independiente, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p \leq 0.05$.

7.1.4 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de Pb²⁺, Cd²⁺ y Zn²⁺

Se evaluó el efecto de la temperatura (25, 35 y 45°C), así como la concentración (10, 30, 90, 180 y 270 mg/L) en la remoción de cada uno de los metales por acción del CPE quitosan-pectina. Para el Pb²⁺ se encontró que a 25°C, la remoción se incrementó conforme aumento la concentración, obteniéndose una remoción de 257.96 mg/L a la concentración mas alta probada 270.313 mg/L. El mismo comportamiento se observo a 35 y 45 °C, obteniéndose remociones de 258.326 y 255.199 mg/L respectivamente. El ANOVA del efecto de la concentración a las diferentes temperaturas evaluadas indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados. A 25 °C (F=52,710.034, g.l.=14, P≤0.000), a 35 (F=33,348.294, g.l.=14, P≤0.000) y a 45°C (F=40,308.009, g.l.=14, P≤0.000) respectivamente. La comparación de medias a través de la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$) para cada temperatura evaluada, mostró 5 grupos de homogeneidad (Tabla IX). De la misma manera, se llevo a cabo un análisis estadístico del efecto de la temperatura a cada concentración, obteniéndose con el análisis de varianza, que para una concentración inicial de 10 y 30 mg/L existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados (F=28.566, g.l.=8, P≤0.001 y F=27.447, g.l.=8, P≤0.001), de igual forma se realizó la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$), indicando que existen 3 grupos de homogeneidad en ambas concentraciones. A concentraciones como 90 y 180 mg/L, se presentó igualmente una alta diferencia significativa entre las temperaturas evaluadas (F=21.944, g.l.=8, P≤0.002 y F=16.323, g.l.=8, P≤0.004) respectivamente. La prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$), indicó que existen 2 grupos de homogeneidad para ambas concentraciones

evaluadas. El análisis de varianza realizado a 280 mg/L de concentración inicial, indicó que no existe diferencia significativa ($F= 3.069$, g.l.=8, $P\leq 0.121$) en las remociones obtenidas a los diferentes tratamientos evaluados, confirmándose al realizar la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p\leq 0.05$), y obtener un solo grupo de homogeneidad (Tabla IX).

El efecto de la concentración de Pb^{2+} en la remoción del mismo a 25°, 35 y 45°C se puede observar en la Figura 10, 11 y 12 respectivamente. Se observó un ajuste en el comportamiento de tipo polinomial de tercer orden a 25 y 45°C, con coeficientes de correlación (R) de 0.9902 y 0.9986 a 25 y 45°C respectivamente. A 35°C se observó un comportamiento con un ajuste logarítmico con un $R=0.9611$.

Tabla IX

Remoción de Plomo por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones ^a

[]	25°		35°		45°	
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)
10	9.823 ± 0.04 ^{aB}	95.58	9.628 ± 0.08 ^{aA}	93.68	10.068 ± 0.08 ^{aC}	99.4
30	30.179 ± 0.03 ^{bC}	99.68	29.608 ± 0.05 ^{bA}	97.79	29.899 ± 0.15 ^{bB}	99.2
90	88.704 ± 0.33 ^{cB}	98.26	89.150 ± 0.13 ^{cB}	98.75	87.086 ± 0.60 ^{cA}	96.4
180	174.282 ± 0.85 ^{dB}	96.67	173.59 ± 0.69 ^{dB}	96.29	170.193 ± 1.20 ^{dA}	94.4
270	257.968 ± 1.49 ^{eA}	95.45	258.327 ± 2.08 ^{eA}	95.58	255.199 ± 1.43 ^{eA}	94.4

^a Se elaboraron disoluciones del Plomo (Pb²⁺) a 5 diferentes concentraciones, dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 2, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicados. Se pusieron a interactuar por 15 minutos a una temperatura previamente establecida y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Plomo removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de Plomo removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si son letras minúsculas diferentes que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando son diferentes que existe una diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

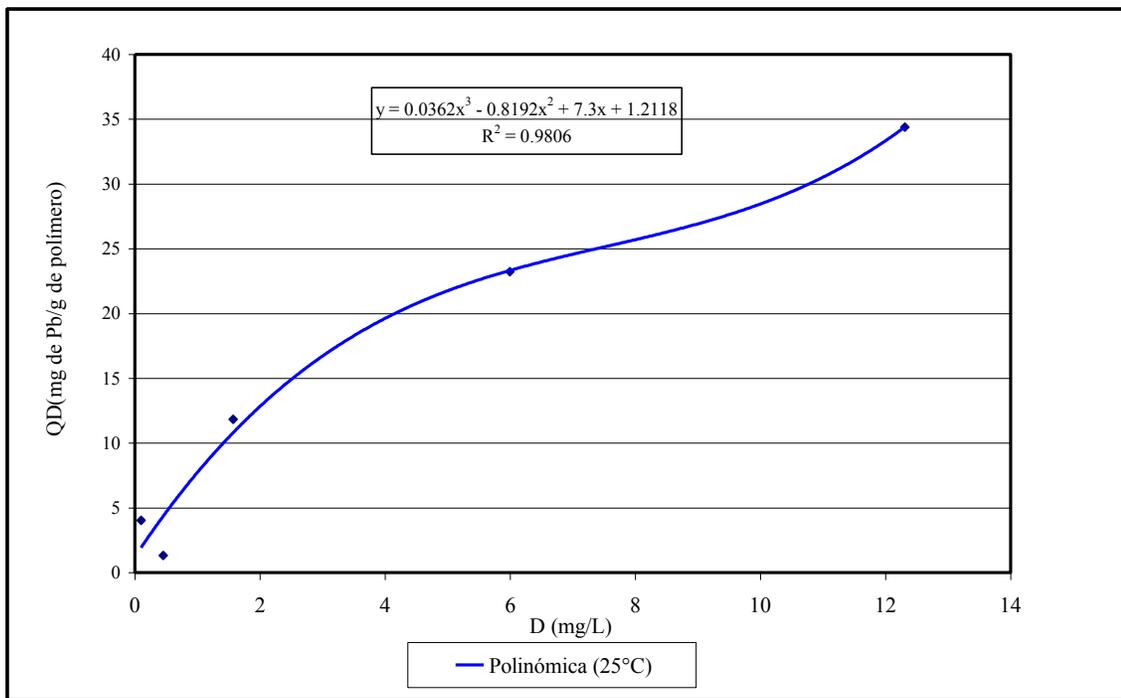


Figura 10. Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a $25^{\circ}C$.

Se elaboraron soluciones a 5 diferentes concentraciones de Pb^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas soluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 2. Posteriormente, se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a pH y temperatura indicada. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $25^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Plomo removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p \leq 0.05$.

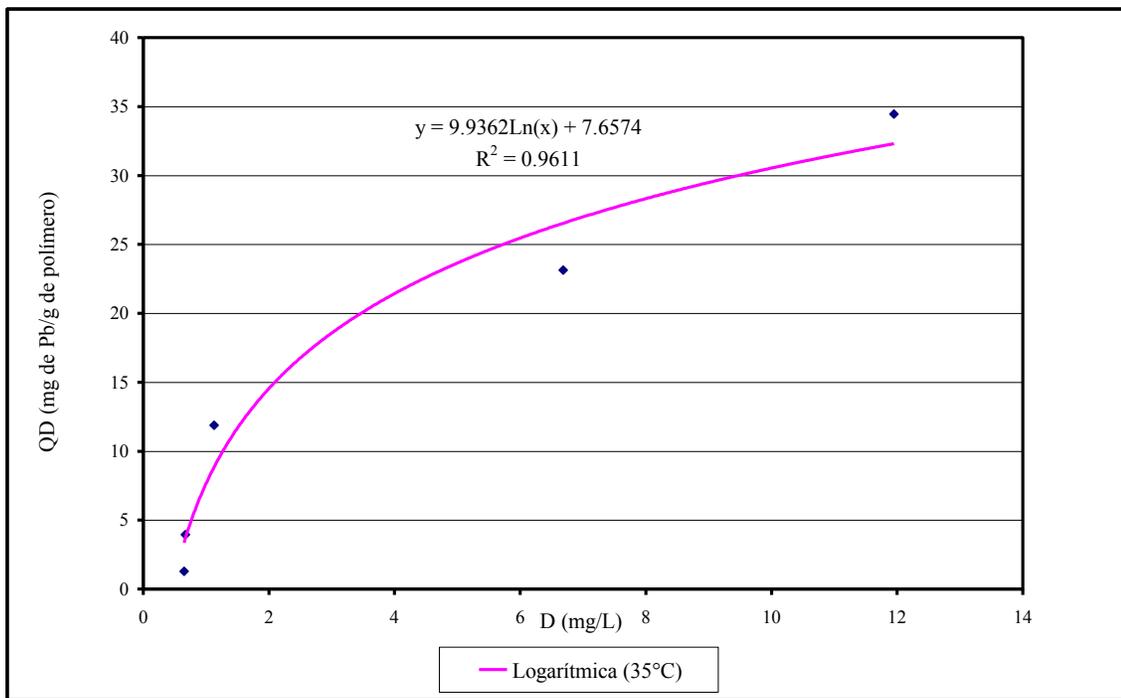


Figura 11. Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a $35^{\circ}C$.

Se elaboraron soluciones a 5 diferentes concentraciones de Pb^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas soluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 2, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $35^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Plomo removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p \leq 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

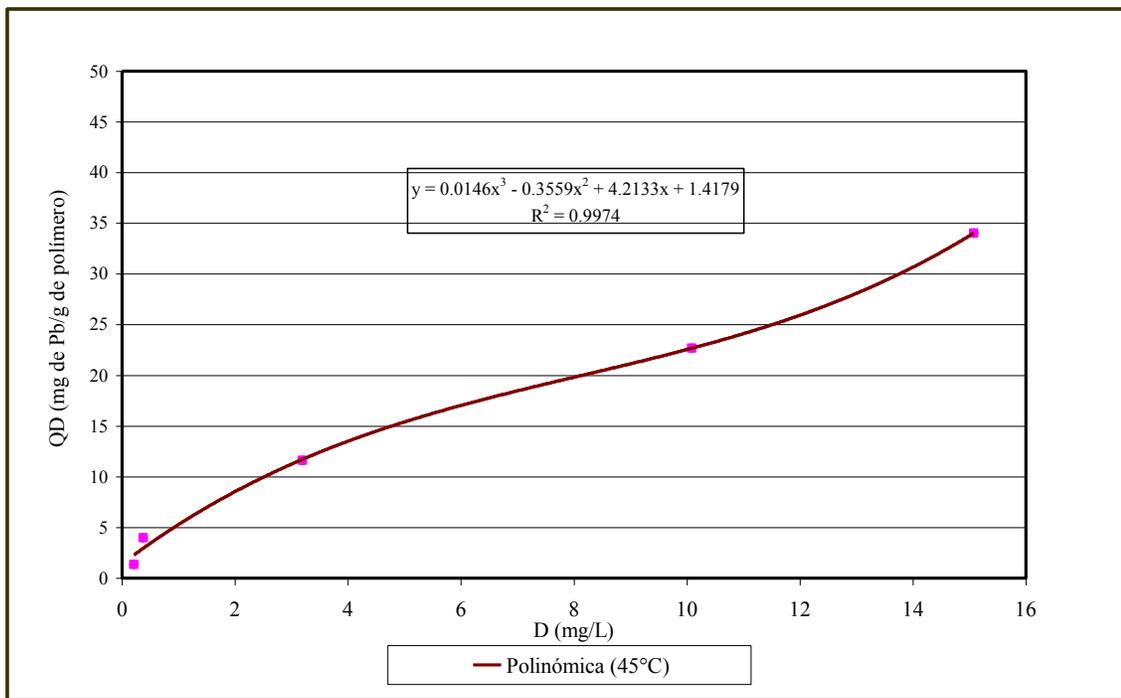


Figura 12. Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Plomo (Pb^{2+}) a $45^{\circ}C$.

Se elaboraron soluciones a 5 diferentes concentraciones de Pb^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas soluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 2, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $45^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Plomo removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p \leq 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

Para el Cd^{2+} se encontró que a 25, 35 y 45 °C, la remoción aumenta conforme aumenta la concentración, obteniéndose remociones de 158.11, 154.41 y 152.71 mg/L respectivamente partiendo de una concentración inicial de 300.277 mg/L. Asimismo, se llevo a cabo el análisis estadístico utilizando un ANOVA, el cual indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados a 25, 35 y 45°C ($F= 3,548$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$; $F=2,092.196$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$ y $F=6,402.655$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$) respectivamente. Por otro lado, se realizó la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p\leq 0.05$) para cada temperatura evaluada y se obtuvieron 5 grupos de homogeneidad (Tabla X). También, se llevó a cabo un análisis estadístico evaluando el efecto de la temperatura para cada concentración. Obteniéndose con el ANOVA, que a concentraciones de 10, 30, 90, 180 y 270 mg/L no existe diferencia significativa en la remoción en los tratamientos evaluados ($F=0.623$, $g.l.=8$, $P\leq 0.568$; $F=4.292$, $g.l.=8$, $P\leq 0.070$; $F=1.219$, $g.l.=8$, $P\leq 0.360$; $F=1.678$, $g.l.=8$, $P\leq 0.264$; $F=3.039$, $g.l.=8$, $P\leq 0.123$) respectivamente. Al mismo tiempo, se realizó la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p\leq 0.05$) para cada concentración, indicando que existe 1 grupo de homogeneidad (Tabla X). El efecto de la temperatura y de la concentración en la remoción de Cd^{2+} a las diferentes temperaturas, se puede observar en la Figura 13, 14 y 15 respectivamente; en las cuales a 25° se observa un ajuste lineal con un coeficiente de correlación (R) de 0.9995, a 35° se muestra un ajuste lineal y un ajuste polinomial de tercer orden con un $R=0.9923$ y $R=0.9999$ respectivamente; por último a 45° se presenta un doble ajuste uno de tipo lineal y otro polinomial de tercer orden con un $R=0.9956$ y $R=0.9997$ respectivamente.

Tabla X

Efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Cadmio^a

[]	25°		35°		45°	
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)
10	6.022 ± 0.14 ^{aA}	58.60	6.034 ± 0.25 ^{aA}	58.71	6.167 ± 0.11 ^{aA}	60.0
30	17.071 ± 0.55 ^{bA}	56.38	15.704 ± 0.32 ^{bA}	51.87	14.584 ± 1.69 ^{bA}	48.0
90	53.560 ± 0.94 ^{cA}	59.33	54.994 ± 1.22 ^{cA}	60.92	54.844 ± 1.48 ^{cA}	60.0
180	103.927 ± 3.09 ^{dA}	57.65	110.767 ± 7.13 ^{dA}	61.44	107.167 ± 1.53 ^{dA}	59.0
270	158.110 ± 2.49 ^{eA}	58.50	154.410 ± 3.83 ^{eA}	57.13	152.710 ± 1.30 ^{eA}	56.0

^aSe elaboraron disoluciones del Cadmio (Cd²⁺) a 5 diferentes concentraciones, dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicada. Se pusieron a interactuar por 15 minutos a una temperatura previamente establecida y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Cadmio removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de Cadmio removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si no son letras minúsculas iguales que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando no son iguales que existe una diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

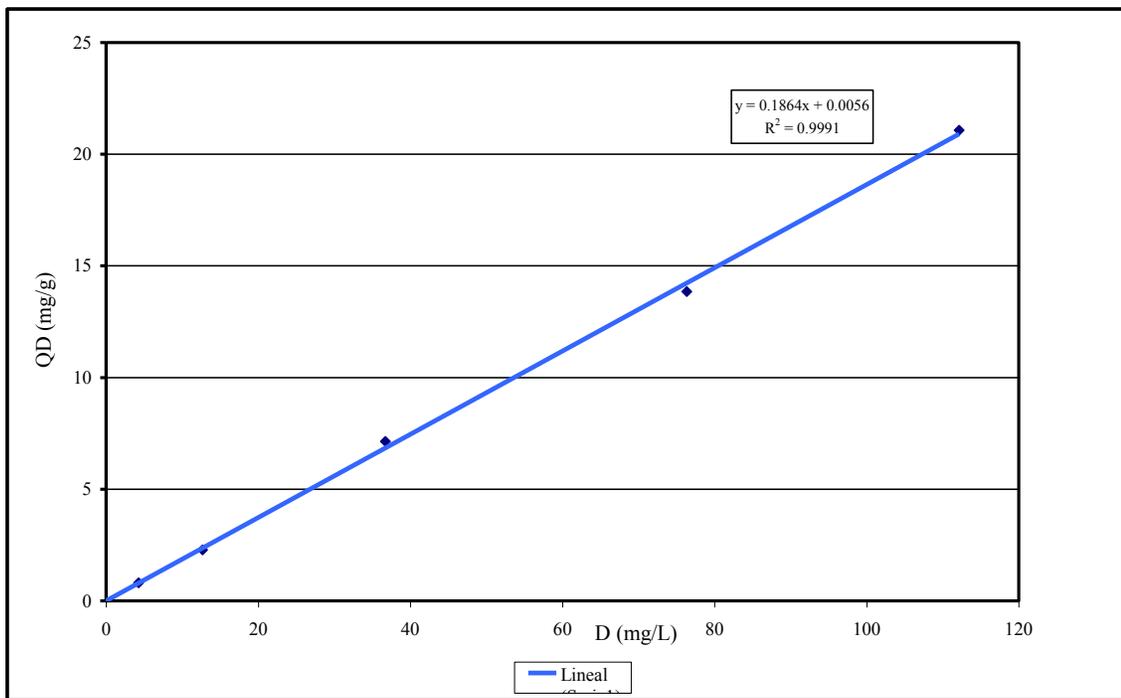


Figura 13. Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a 25°C . Se elaboraron disoluciones a 5 diferentes concentraciones de Cd^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a 25°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Cadmio removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

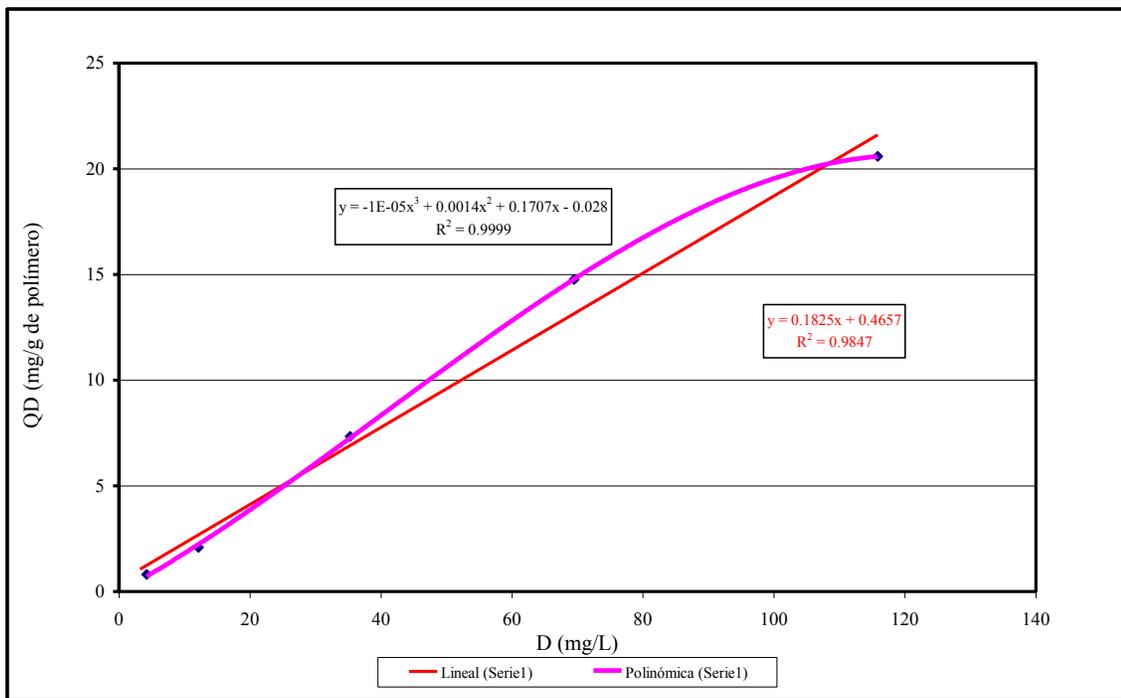


Figura 14. Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a 35°C . Se elaboraron soluciones a 5 diferentes concentraciones de Cd^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas soluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a 35°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Cadmio removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

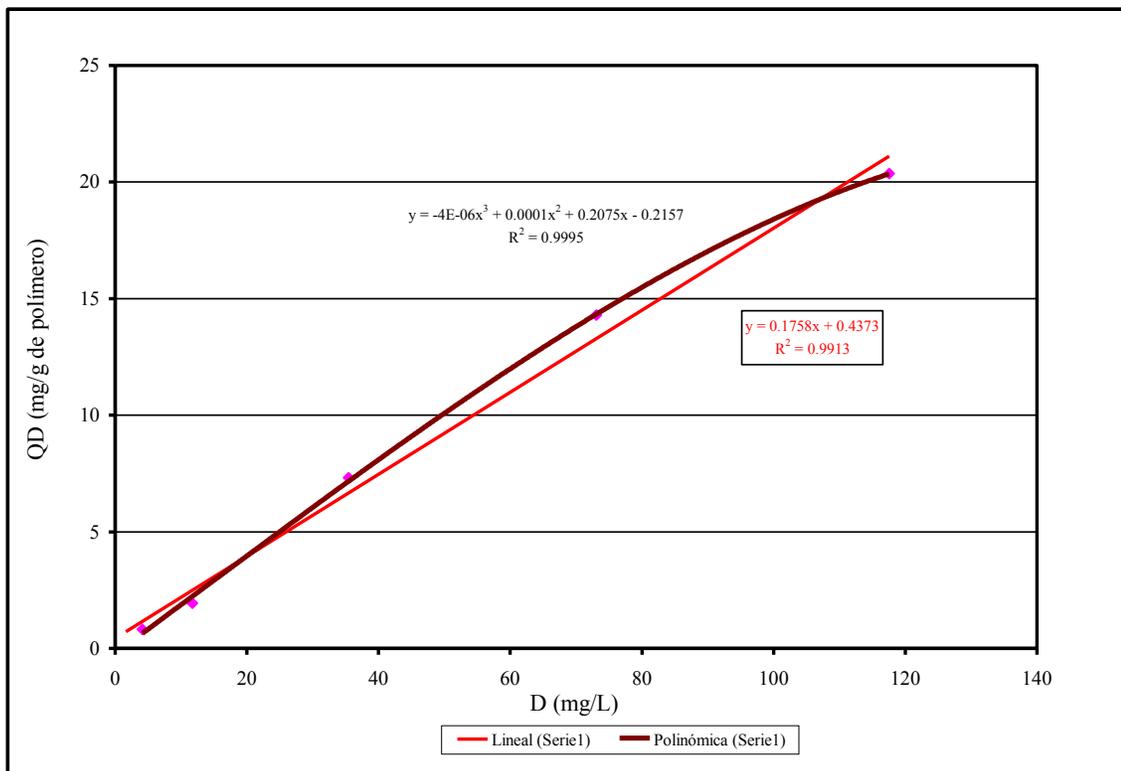


Figura 15. Efecto de la concentración en la remoción de Cadmio (Cd^{2+}) a $45^{\circ}C$. Se elaboraron soluciones a 5 diferentes concentraciones de Cd^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas soluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $45^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Cadmio removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

En la remoción del Zn^{2+} se encontró que a 25, 35 y 45°C, la remoción aumenta conforme aumenta la concentración, obteniéndose remociones de 190.014, 183.581 y 183.314 mg/L respectivamente, partiendo de una concentración inicial de 300.181 mg/L. Por otro lado, se llevó a cabo el análisis estadístico utilizando un ANOVA, y este indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados a 25, 35 y 45°C ($F= 2,431.235$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$; $F=3,280.412$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$ y $F=311.512$, $g.l.=14$, $P\leq 0.000$) respectivamente. Además, se realizó la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p\leq 0.05$) para cada temperatura evaluada, y se obtuvieron 5 grupos de homogeneidad (Tabla XI). Igualmente, se llevo a cabo un análisis estadístico evaluando el efecto de la temperatura para cada concentración. Obteniéndose con el ANOVA, que a concentraciones de 10, 30, 90, 180 y 270 mg/L no existe diferencia significativa en la remoción del Zn^{2+} a las 3 temperaturas evaluadas ($F=3.191$, $g.l.=8$, $P\leq 0.114$; $F=0.080$, $g.l.=8$, $P\leq 0.924$; $F=2.179$, $g.l.=8$, $P\leq 0.194$; $F=0.791$, $g.l.=8$, $P\leq 0.495$ y $F=3.341$, $g.l.=8$, $P\leq 0.106$) respectivamente. Asimismo, se realizó la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p\leq 0.05$) para cada concentración, indicando que existe 1 solo grupo de homogeneidad (Tabla XI). El efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Zn^{2+} a 25, 35 y 45°C se puede observar en la Figura 16, 17 y 18 respectivamente; en las cuales a 25, 35 y 45°C se presentaron dos modelos de ajuste uno lineal y el segundo polinomial para cada temperatura, obteniéndose a 25°C un $R=0.9531$ al llevarse a cabo el ajuste lineal y un $R=1$ con el ajuste polinomial de cuarto orden, a 35° se muestra un ajuste lineal con un $R=0.9926$ y un ajuste polinomial de tercer orden con un $R=0.9986$; por último a 45°, el ajuste lineal presentó un $R=0.9963$ y el ajuste polinomial de tercer orden un $R=0.9999$.

Tabla XI

Efecto de la Temperatura y Concentración en la Remoción de Zinc^a

[]	25°		35°		45°	
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)
10	6.509 ± 0.20 ^{aA}	63.94	6.754 ± 0.09 ^{aA}	66.34	6.753 ± 0.09 ^{aA}	66.34
30	19.609 ± 1.02 ^{bA}	64.97	19.381 ± 0.66 ^{bA}	64.22	19.568 ± 0.43 ^{bA}	64.22
90	59.114 ± 0.40 ^{cA}	65.55	62.914 ± 2.07 ^{cA}	69.76	58.598 ± 4.30 ^{cA}	64.97
180	108.648 ± 2.15 ^{dA}	60.30	116.17 ± 4.39 ^{dA}	64.47	117.375 ± 15.18 ^{dA}	65.55
270	190.014 ± 5.35 ^{eA}	70.33	183.581 ± 0.61 ^{eA}	67.95	183.314 ± 3.12 ^{eA}	67.95

^a Se elaboraron disoluciones del Zinc (Zn^{2+}) a 5 diferentes concentraciones, dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicados. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a una temperatura previamente establecida y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Zinc removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1a y 2a.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de Zinc removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si no son letras minúsculas iguales que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando no son iguales que existe una diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

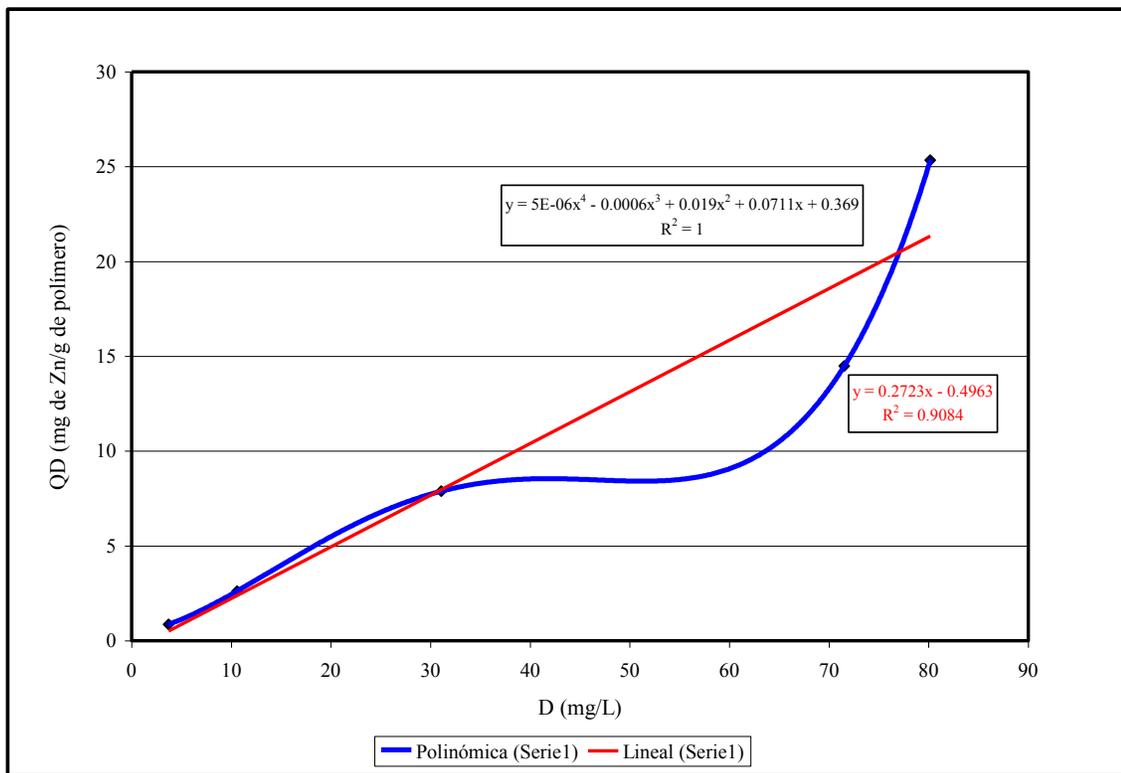


Figura 16. Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a $25^{\circ}C$. Se elaboraron disoluciones a 5 diferentes concentraciones de Zn^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $25^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Zinc removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

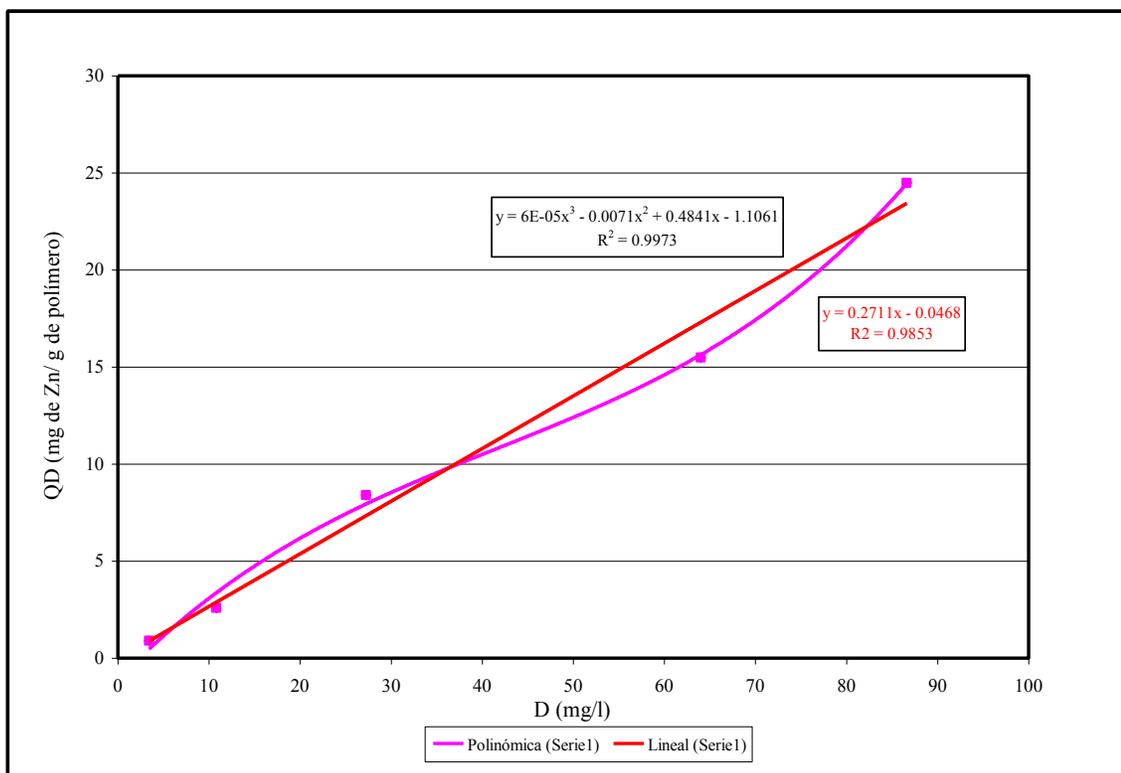


Figura 17. Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a $35^{\circ}C$. Se elaboraron disoluciones a 5 diferentes concentraciones de Zn^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se dejaron a interactuar por 15 minutos a $35^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Zinc removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

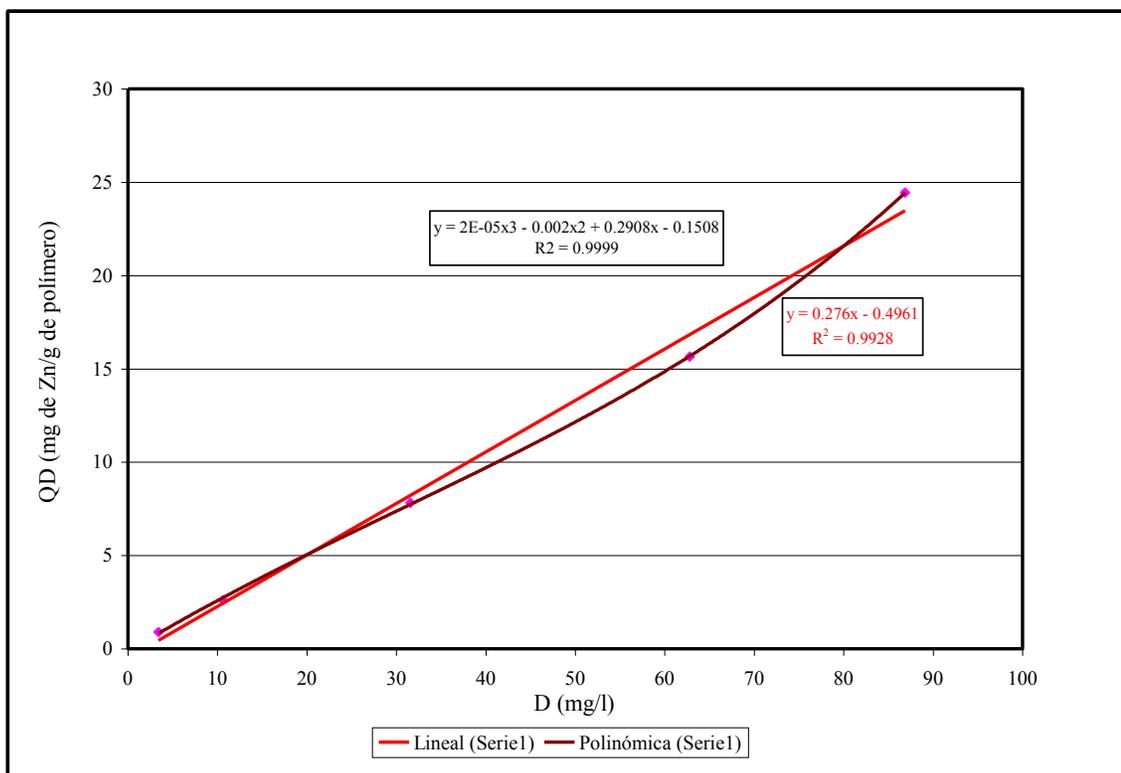


Figura 18. Efecto de la concentración en la remoción de Zinc (Zn^{2+}) a $45^{\circ}C$. Se elaboraron disoluciones a 5 diferentes concentraciones de Zn^{2+} (10, 30, 90, 180 y 270) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 4, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 15 minutos a $45^{\circ}C$ y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de absorción atómica. La cantidad de Zinc removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

Al observar el efecto de la concentración de los metales a 25°C, podemos ver que se presenta una mayor remoción para el plomo en las 5 concentraciones evaluadas con un porcentaje de remoción máximo de 99.68, seguida por el Zinc con 70.32% y finalmente el Cadmio con 59.32% (Figura 19).

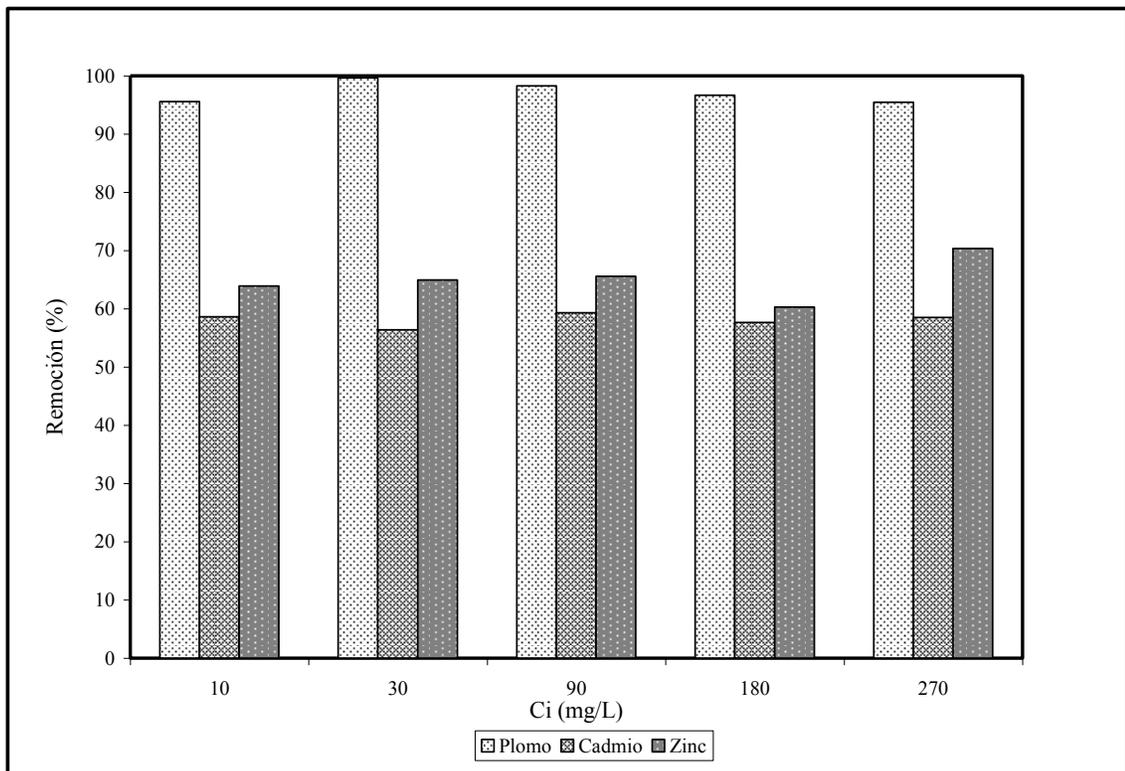


Figura 19. Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 25°C. La remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} , se determinó a 5 diferentes concentraciones y a 25°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento, así mismo el % se calculó en base a la fórmula 2a.

Se pudo observar el efecto de la concentración de los contaminantes a 35°C, de igual se presentó una mayor remoción para el plomo en las 5 concentraciones evaluadas con un porcentaje de remoción máximo de 98.75%, seguida por el Zinc con 69.76% de remoción y finalmente el Cadmio con 60.92% (Figura 20).

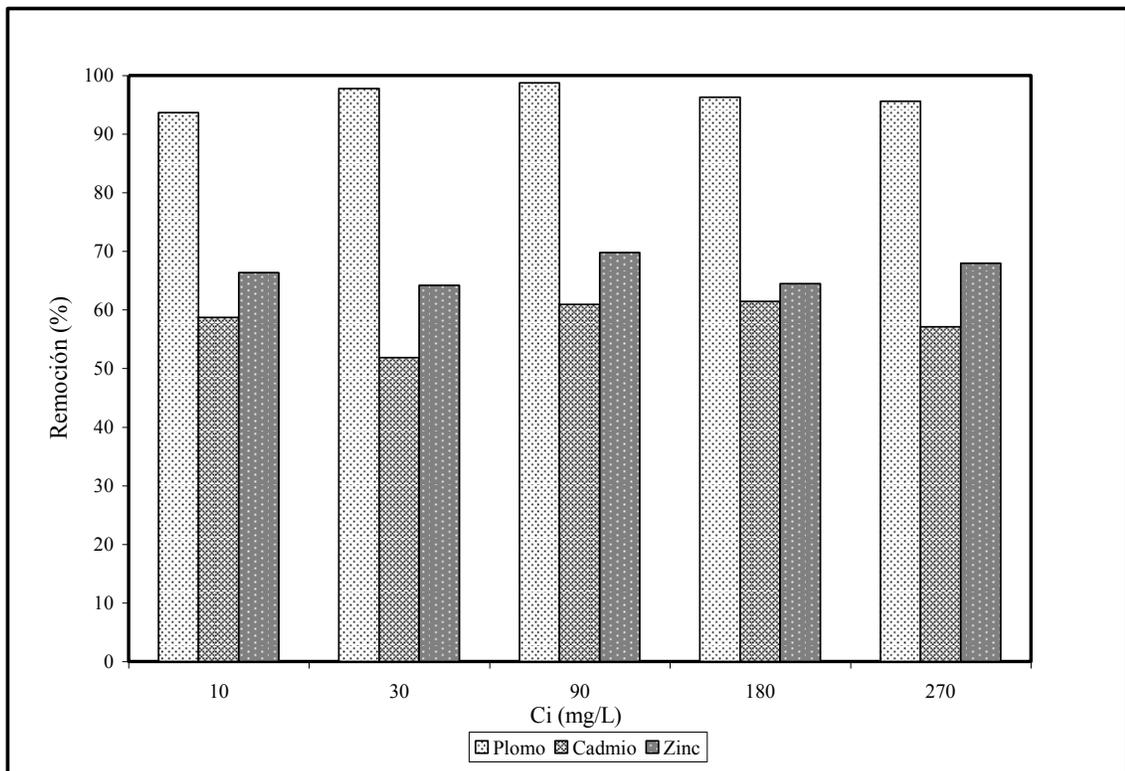


Figura 20. Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 35°C. La remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} , se determinó a 5 diferentes concentraciones y a 35°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento así mismo el % se calculó en base a la formula 2a.

Se pudo estar a la mira el efecto de la concentración de los contaminantes a 45°C, así mismo a esta temperatura se presenta una mayor remoción para el plomo en las 5 concentraciones evaluadas, con un porcentaje de remoción máximo de 99.47%, seguida por el Zinc con 69.76% de remoción y finalmente el Cadmio con 60.75% de remoción (Figura 21).

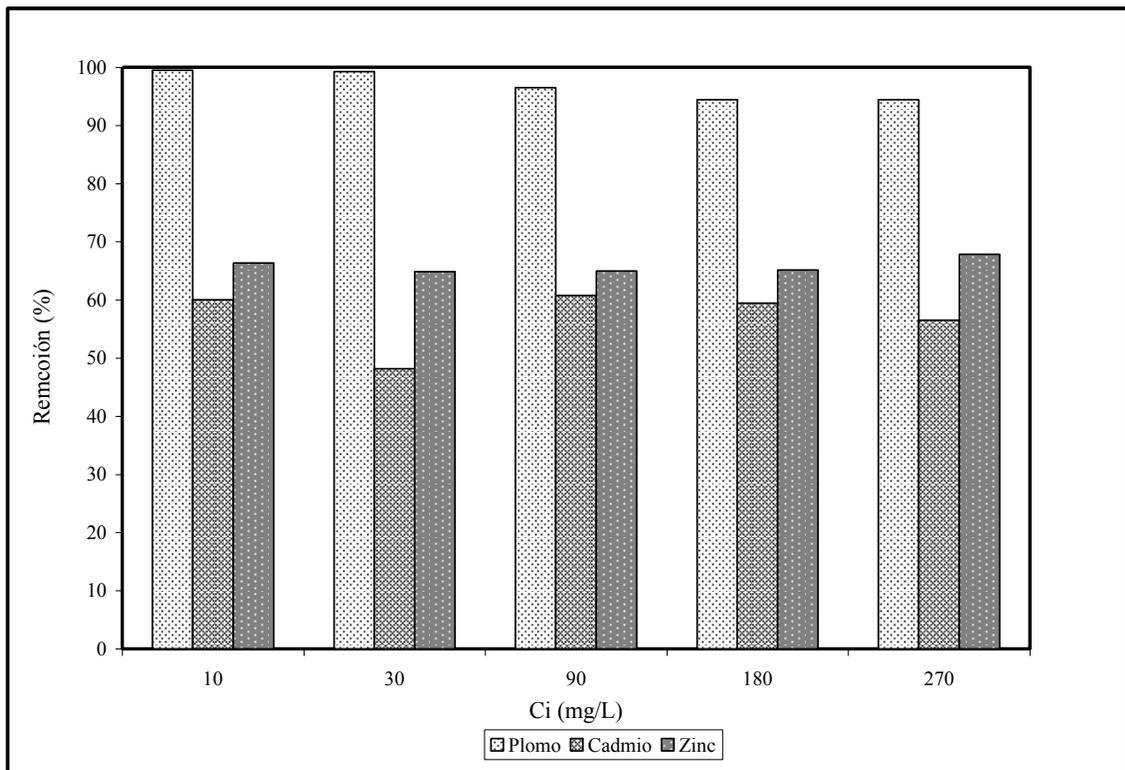


Figura 21. Efecto de la concentración en la remoción de metales pesados a 45°C. La remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} , se determinó a 5 diferentes concentraciones y a 45°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento, así mismo el % se calculó en base a la formula 2a.

7.2. Evaluar la Capacidad del CPE Q-P de Remover Colorantes Textiles en Disolución.

7.2.1 Determinación de longitud de onda máxima del colorante.

El barrido realizado a cada uno de los colorantes en disolución, determinó que la máxima absorbancia para el Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR fue de 504, 512 y 600 nm respectivamente, estableciéndose estos valores como el máximo para la realización de todas las evaluaciones posteriores.

7.2.2. Efecto del pH en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.

En el estudio del efecto del pH como factor de dependencia para la remoción de colorantes de uso textil, como: el Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y Azul reactivo de Remazol Brillante (RBBR) se puede observar a continuación.

La remoción del colorante Cristal Scarlet a los diferentes pH's fluctuó de 12.25 a 47% y una QD entre 0.817 y 3.143, la última correspondiente a la máxima remoción. La mayor remoción se presentó a pH 12, con 47.15% (3.143 mg/g) de los 50 mg/L de colorante inicial, así mismo las remociones obtenidas para el Cristal Scarlet a pH 8 y 10 fluctuaron entre 2.532 y 2.1080 mg/g respectivamente. A pH entre 2 y 6, las remoción fue muy baja (Tabla XII).

Se observó poca diferencia (<3%) en la remoción del colorante Cristal Scarlet por acción del Complejo quitosan-pectina a pH's entre 2 y 6, sin embargo la remoción se incrementa a partir de pH 8, hasta alcanzar la máxima remoción a pH 12 (Figura 22)

Los resultados obtenidos, fueron analizados estadísticamente por medio de un análisis de varianza. El ANOVA ($p \leq 0.05$) indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=66.83$, g. l.=17, $p \leq 0.001$). Por otro lado, la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$), mostró 6 grupos de homogeneidad (Tabla XII).

Tabla XII

Efecto del pH en la remoción del colorante Cristal Scarlet^a

pH	Remoción el colorante (mg/L)	%Remoción	QD (mg/g)
2	7.342 ± 0.51 ^a	14.68	0.979±0.07
4	6.992 ± 0.43 ^a	13.98	0.932±0.06
6	6.129 ± 0.75 ^a	12.26	0.817±0.10
8	18.989 ± 1.12 ^b	37.98	2.532±0.15
10	15.810 ± 2.74 ^b	31.62	2.108±0.37
12	23.577 ± 2.19 ^c	47.15	3.144±0.29

^a Se elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a una concentración de 50 mg/L, las cuales fueron ajustadas a 6 diferentes valores de pH (2, 4, 6, 8, 10 y 12), posteriormente se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosan-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28 °C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosan-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV-visible a 512nm. Finalmente, se determinó la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la fórmula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción del Cristal Scarlet en mg/ L y mg/g ± desviación estándar de determinaciones por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p \leq 0.05$ entre los tratamientos.

El efecto del pH en la remoción del colorante Rojo Ponceau, indicó que a pH's entre 2 y 6 la remoción se encontró entre 65.69 y 65.92 % y una QD de 8.76 y 8.79 mg/g. Por otro lado, a pH's entre 8 y 12 la remoción encontrada fue mas alta encontrándose, entre 85.65 y 96.9% y una QD de 11.42 y 12.92 de los 50mg/L iniciales del colorante en disolución (Tabla XIII).

Se observa una marcada diferencia en la remoción a los diferentes valores de pH evaluados, presentándose un incremento en la remoción de éste colorante, a valores de pH alcalinos (Figura 22 y 23).

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente por medio de un ANOVA ($p \leq 0.05$). Dicho análisis demostró que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=322.764$, g. l. =17, $p \leq 0.000$). Se llevó a cabo la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$), mostrándose 6 grupos de homogeneidad (Tabla XIII).

Para el colorante RBBR en disolución, se determinó que a pH entre 2 y 6 la remoción encontrada se encuentra entre 48.59 y 69.46 % y una QD de 3.24 y 3.33. Por otro lado a pH entre 8 y 12 la remoción fue mayor, encontrándose entre 72.88 y 87.86 % y una QD de 4.85 y 5.86 de los 50mg/L iniciales del colorante en disolución.

El colorante RBBR, presentó un comportamiento similar al de los otros colorantes evaluados, observándose un incremento en la remoción del mismo, a valores de pH entre 8 y 12 (Figura 22).

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente por medio de un ANOVA ($p \leq 0.05$), los resultados arrojados por dicho análisis demostraron que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=120.358$, g. l. =11, $p \leq 0.000$).

Se llevó a cabo la prueba de rangos múltiples de Tukey ($p \leq 0.05$), mostrándose 6 grupos de homogeneidad (Tabla XIV).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó pH 12 de la disolución de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR, para evaluar el efecto del tiempo de reacción en la remoción de estos contaminantes.

Tabla XIII

Efecto del pH en la remoción del colorante Rojo Ponceau^a

pH	Remoción del colorante (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
2	32.952 ± 0.87 ^a	65.92	8.787±0.23
4	32.920 ± 0.15 ^b	65.84	8.779±0.04
6	32.843 ± 0.59 ^c	65.69	8.758±0.16
8	44.819 ± 0.39 ^d	89.64	11.952±0.10
10	42.819 ± 0.86 ^e	85.65	11.419±0.23
12	48.448 ± 0.86 ^f	96.91	12.919±0.23

^a Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a una concentración de 50 mg/L, las cuales fueron ajustadas a 6 diferentes valores de pH (2,4,6,8,10 y12), posteriormente se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosan-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28°C a 150 rpm. Después de el tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosan-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm, se determino la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción del Rojo Ponceau en mg/ L y mg/g ± desviación estándar de determinaciones por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

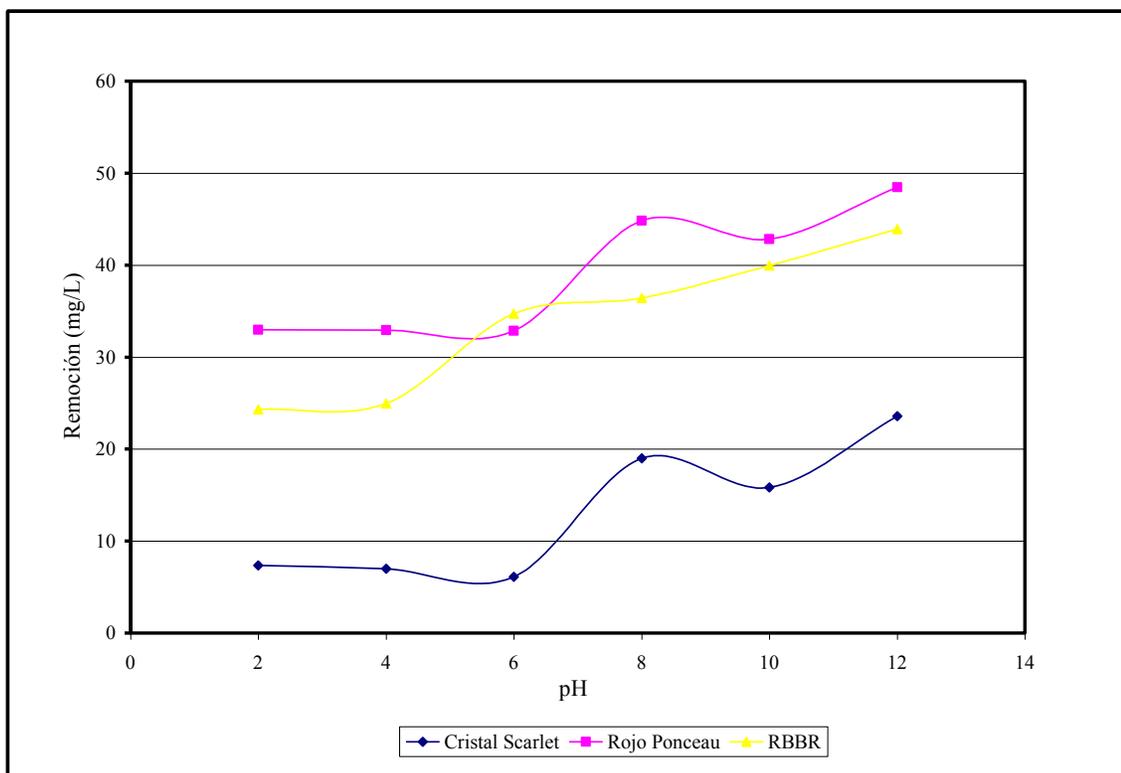


Figura 22. Efecto del pH en la remoción de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.

La remoción de colorantes de uso textil en disolución, fue determinada a 6 diferentes valores de pH y una concentración inicial de 50 mg/L, se llevó a cabo al interactuar los polielectrolitos pectina y quitosan con la disolución del contaminante por espacio de 15 minutos a temperatura ambiente (28 °C) y 150 rpm. El análisis del contaminante fue llevado a cabo en un Espectrofotómetro de UV-vis a una 512, 504 y 600nm. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.



Figura 23. Efecto del pH en la remoción del colorante Rojo Ponceau. La remoción de colorantes en disolución, fue determinada a 6 diferentes valores de pH y una concentración inicial de 50 mg/L, se llevo a cabo al interactuar los polielectrolitos pectina y quitosan con la disolución del contaminante por espacio de 15 minutos a temperatura ambiente (28 °C) y 150 rpm. El análisis del contaminante fue realizado en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504 nm.

Tabla XIV

Efecto del pH en la remoción del colorante RBBR^a

pH	Remoción (mg/L)	Remoción %	QD (mg/g)
2	24.298 ± 0.19 ^a	48.60	3.239±0.02
4	24.956 ± 0.43 ^b	49.91	3.327±0.06
6	34.728 ± 2.32 ^c	69.46	4.630±0.31
8	36.439 ± 0.08 ^d	72.88	4.858±0.01
10	39.956 ± 1.94 ^e	79.91	5.327±0.26
12	43.929 ± 0.23 ^f	87.86	5.857±0.03

^a Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a una concentración de 50 mg/L, las cuales fueron ajustadas a 6 diferentes valores de pH (2,4,6,8,10 y12), posteriormente se mezclaron las disoluciones de los biopolímeros previamente acondicionadas (pH y concentración) con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del complejo quitosan-pectina, se dejó interactuar la mezcla por espacio de 15 min en un agitador orbital a 28°C a 150 rpm. Después del tiempo de reacción, se procedió a separar el complejo quitosan-pectina por centrifugación y el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV-vis a una 600nm, se determinó la cantidad de contaminante removido por el CPE por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción del RBBR en mg/ L y mg/g ± desviación estándar de determinaciones por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

7.2.3. Efecto del Tiempo de Reacción en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Poncea y RBBR.

El efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante Cristal Scarlet por acción de los biopolímeros pectina y quitosan, nos indicaron que la remoción de este colorante fluctuó entre el 41.14 y 55.62% equivalentes a una QD de 2.742 y 3.708 mg/g partiendo de una concentración de 50 mg/L, así mismo la mayor remoción se presentó a los 120 min de reacción siendo ésta de 27.81 mg/L (Tabla XV).

De igual forma, se pudo observar que entre el tiempo 0, 7.5 y 15 se presenta una mayor variación en los valores de remoción, sin embargo después de los 30 minutos de reacción se presenta una menor diferencia en la remoción de éste colorante, lo cual nos indicó que la remoción alcanzó un equilibrio (Figura 23).

Los resultados obtenidos fueron sometidos a un análisis estadístico, utilizando ANOVA ($p \leq 0.05$) el cual nos indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=15.33$, g. l.=17, $p \leq 0.000$). Así mismo, se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), la cual reveló que existen 3 grupos de homogeneidad entre los tratamientos (Tabla XV).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó como tiempo de reacción adecuado para la remoción de Cristal Scarlet 7.5 min, para evaluar el efecto de la temperatura y concentración en la remoción de este contaminante.

Tabla XV

Efecto del Tiempo de reacción en la remoción del colorante Cristal Scarlet^a

Tiempo de reacción	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/L)
0	20.571 ± 1.27 ^a	41.14	2.743±0.17
7.5	27.287 ± 0.81 ^c	54.57	3.638±0.10
15	23.577 ± 2.19 ^{ba}	47.15	3.143±0.29
30	27.325 ± 0.93 ^c	54.65	3.643±0.12
60	27.031 ± 1.07 ^{cb}	54.06	3.604±0.14
120	27.813 ± 0.90 ^c	55.63	3.708±0.12

^a Se elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a una concentración de 50 mg/L las cuales fueron ajustadas a pH 12, se llevo a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó a interactuar a 6 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación, el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV visible a 512 nm, determinando la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción de Cristal Scarlet en mg/ L y mg/g ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p < 0.05$ entre los tratamientos.

Se evaluó el tiempo de reacción para obtener la máxima remoción del colorante Rojo Ponceau, los valores de remoción estuvieron entre el 94.53 y 97.15% equivalentes a QD=12.603 y 12.953 mg/g de una concentración inicial de colorante de 50 mg/L. El menor y mayor % de remoción fueron encontrados a los 0 y 30 min de reacción respectivamente (Tabla XVI).

Así mismo en la remoción del colorante Rojo Ponceau, se observó que la diferencia entre las remociones no fueron marcadas (Figura 24 y 25).

Se llevó a cabo un análisis estadístico utilizando un ANOVA ($p \leq 0.05$), el cual nos indicó que no existe una diferencia significativa entre los tratamientos evaluados para el Rojo Ponceau ($F=3.613$, g. l.=17, $p \leq 0.032$). Se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), dicha prueba reveló, que existe 1 solo grupo de homogeneidad para el Rojo Ponceau.

En el estudio del tiempo de reacción para la remoción del colorante RBBR, se encontró que la menor remoción se presenta en el tiempo 0, la cual fue de un 62.64% (4.176 mg/g) partiendo de una solución de 50 mg/L de colorante. Así mismo, la mayor remoción se encontró a los 15 min y fue del 87.86% (5.857 mg/g) (Tabla XVII).

Al mismo tiempo, se observó que la remoción entre 0 y 15 min sufre un incremento para posteriormente marcar una estabilización en el sistema de remoción (Figura 24).

Para poder evaluar los resultados obtenidos, se llevó a cabo un análisis estadístico utilizando un ANOVA ($p \leq 0.05$), indicando que existe alta diferencia significativa entre los tratamientos ($F=23.432$, g.l.=20, $p \leq 0.000$). De igual forma, se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), dicha prueba reveló, que existen 3 grupos de homogeneidad para el colorante RBBR (Tabla XVII).

Con los resultados estadísticos obtenidos, se seleccionó como tiempo de reacción adecuado para la remoción del colorante Rojo Ponceau 0 min y para el RBBR 15 min, esto para poder evaluar el efecto de la temperatura y concentración en la remoción de los contaminantes.

Tabla XVI
Efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante Rojo Ponceau^a

Tiempo de reacción	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
0	47.263 ± 0.27 ^a	94.53	12.603± 0.07
7.5	47.491 ± 0.50 ^a	94.98	12.664± 0.13
15	48.448 ± 0.86 ^a	96.91	12.920± 0.23
30	48.576 ± 0.67 ^a	97.16	12.954± 0.18
60	48.517 ± 0.12 ^a	97.03	12.938± 0.03
120	48.406 ± 0.40 ^a	96.81	12.908± 0.10

^a Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a una concentración de 50 mg/L las cuales fueron ajustadas a pH 12, se llevo a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó interactuar a 6 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital “shaker” a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación, el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm, determinando la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción del Rojo Ponceau en mg/ L de solución ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p < 0.05$ entre los tratamientos.

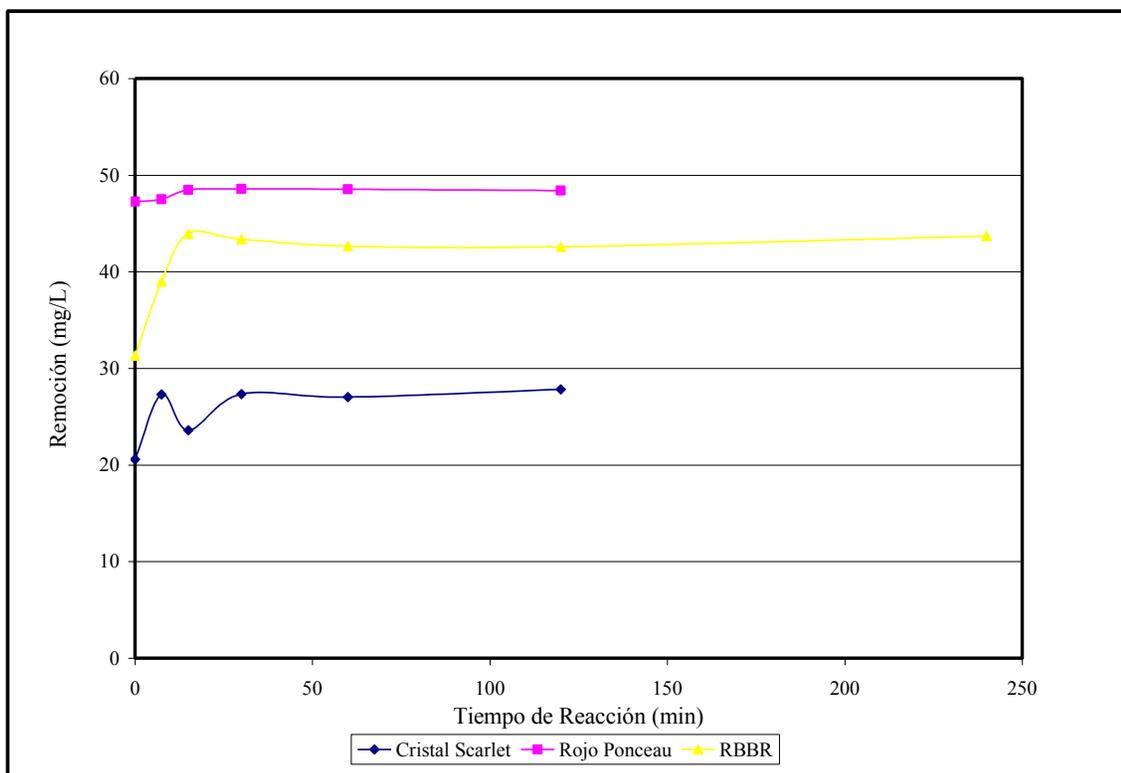


Figura 24. Efecto del tiempo de reacción en la remoción de colorantes.

La remoción de colorantes en disolución, fue determinada a diferentes tiempos de reacción; al interactuar los polímeros pectina y quitosan con el contaminante a temperatura ambiente (28°C). El análisis del contaminante fue llevado a cabo, en un Espectrofotómetro de UV-vis a 3 diferentes longitudes de onda (512, 504 y 600 nm). Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.



Figura 25. Efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante Rojo Ponceau. Se puede observar como la concentración del colorante va disminuyendo Aumentar el tiempo de reacción.

Tabla XVII

Efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante RBBR^a

Tiempo de Reacción	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	QD (mg/g)
0	31.325 ± 5.43 ^a	62.65	4.177±0.72
7.5	38.987 ± 1.63 ^b	77.97	5.198±0.22
15	43.930 ± 0.23 ^c	87.86	5.857±0.03
30	43.355 ± 0.37 ^c	86.71	5.781±0.05
60	42.636 ± 0.40 ^c	85.27	5.685±0.05
120	42.566 ± 0.43 ^c	85.13	5.675±0.05
240	43.680 ± 0.26 ^c	87.36	5.824±0.03

^a Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a una concentración de 50 mg/L las cuales fueron ajustadas a pH 12, se llevó a cabo la mezcla de las disoluciones poliméricas con la disolución del colorante. Para llevar a cabo la formación del CPE; la mezcla se dejó a interactuar a 7 diferentes tiempos de reacción, en un agitador orbital a 28°C y 150 rpm. Después del tiempo de reacción indicado para cada tratamiento, se procedió a separar el CPE por centrifugación, el sobrenadante fue analizado en un Espectrofotómetro de UV-vis a 600nm, determinando la cantidad de contaminante removido por el complejo quitosan-pectina por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción del RBBR en mg/ L y mg/g ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Valores seguidos por letras minúsculas diferentes son significativamente diferentes $p < 0.05$ entre los tratamientos.

7.2.4 Efecto de la Temperatura y la Concentración en la Remoción de los Colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR.

Se evaluó el efecto de la temperatura (25, 35 y 45 °C), así como la concentración (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L) en la remoción de cada uno de los colorantes por acción del CPE quitosan-pectina. Para el Cristal Scarlet, se encontró que la remoción a 25°C aumenta conforme se incrementa la concentración, obteniéndose una remoción de hasta 512.874 mg/L a la concentración más alta probada 600 mg/L (Figura 26). Resultados similares se encontraron a 35 y 45 °C, obteniéndose remociones de 512.566 y 563.393 mg/L respectivamente. El ANOVA ($p \leq 0.05$) del efecto de la concentración a las diferentes temperaturas evaluadas, indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados. A 25°C ($F= 4,206.68$, $g.l.=23$, $P \leq 0.000$) a 35°C ($F=6,706.685$, $g.l.=23$, $P \leq 0.000$) y a 45°C ($F= 71.598$, $g.l.=14$, $P \leq 0.000$), respectivamente. Se llevo a cabo la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$) para cada temperatura evaluada, presentándose 8 grupos de homogeneidad (Tabla XVIII). Posteriormente, se llevó a cabo el análisis estadístico del efecto de la temperatura en cada concentración evaluada, para lo cual el ANOVA ($p \leq 0.05$) indicó, que para las concentraciones de 25 y 50 mg/L de colorante existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados ($F=14.593$, $g.l.=8$, $P \leq 0.005$ y $F=9.259$, $g.l.=8$, $P \leq 0.015$), del mismo modo se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), indicando que existen 2 grupos de homogeneidad en ambos tratamientos. Para la concentración de 100 mg/L al realizarle el ANOVA ($p \leq 0.05$), se obtuvo una alta diferencia significativa ($F=35.516$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$); así mismo se llevo a cabo la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), mostró que existen 3 grupos de homogeneidad. A

concentraciones de 200, 300, 400 y 500 mg/L se presentó igualmente una alta diferencia significativa entre las temperaturas evaluadas ($F=17.864$, g.l.8, $P\leq 0.003$; $F=29.171$, g.l.=8, $P\leq 0.001$; $F=24.747$, g.l.=8, $P\leq 0.001$ y $F=15.168$, g.l.=8, $P\leq 0.005$), respectivamente. A la par, se realizó la prueba de comparación de medias ($p\leq 0.05$), la cual indicó que a las 4 concentraciones de Cristal Scarlet antes mencionadas, se forman 2 grupos de homogeneidad en todos los tratamientos. A la mayor concentración probada (600 mg/L) el ANOVA ($p\leq 0.05$) indicó, que no existe diferencia significativa en la remoción a las temperaturas evaluadas ($F= 3.069$, g.l.=8, $P\leq 0.121$), con la prueba de comparación de medias ($p\leq 0.05$), se obtuvo un solo grupo de homogeneidad (Tabla XVIII).

El efecto de la temperatura y concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 25, 35 y 45 °C (Figura 27, 28 y 29) respectivamente; en la cuales a 25°C se observa un aumento en la remoción de colorante por gramo de biopolímero aparentemente de tipo exponencial. A 35°C y 45°C, se observa un aumento gradual en la remoción del colorante por gramo de biopolímero, pero es después de 200 mg/L de concentración inicial, cuando se observa un mayor incremento en la remoción por gramo de biopolímero.

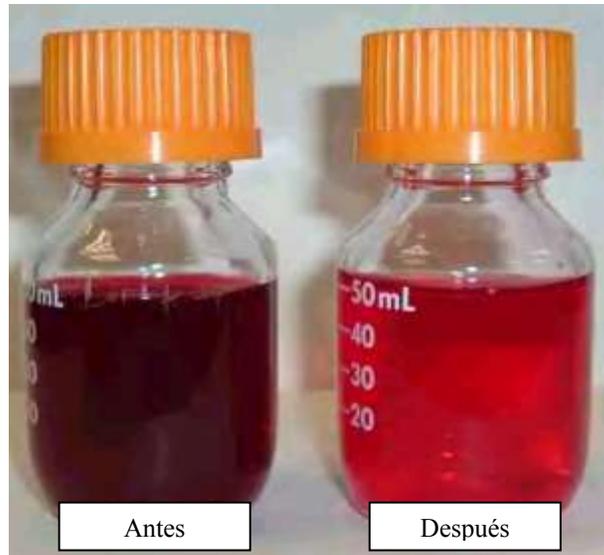


Figura 26. Disolución del colorante Cristal Scarlet a 600mg/L antes y después de aplicarse el tratamiento con biopolímeros a 25 °C.

Tabla XVIII

Remoción del colorante Cristal Scarlet por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones^a

[]	25°		35°		
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)
25	9.052 ± 1.26 ^{aB}	36.21	10.435 ± 1.23 ^{aB}	47.74	3.1815 ± 2.9
50	27.287 ± 0.81 ^{bBA}	54.57	29.386 ± 0.01 ^{bB}	58.77	24.9625 ± 2.9
100	61.500 ± 4.44 ^{cB}	61.50	72.273 ± 0.92 ^{cC}	72.27	54.1786 ± 0.9
200	147.111 ± 1.53 ^{dA}	73.56	155.446 ± 2.64 ^{dB}	77.72	148.8399 ± 0.9
300	230.611 ± 4.69 ^{eA}	76.87	264.367 ± 1.41 ^{eB}	88.12	255.8146 ± 0.9
400	316.041 ± 8.51 ^{fA}	79.01	349.173 ± 3.82 ^{fB}	87.29	356.7027 ± 0.9
500	417.956 ± 7.58 ^{gA}	83.59	435.901 ± 8.99 ^{gA}	87.18	461.5198 ± 0.9
600	512.874 ± 4.93 ^{hA}	85.48	512.566 ± 6.16 ^{hA}	85.43	563.3935 ± 0.9

^aSe elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a una temperatura predeterminada y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 512nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de Cristal Scarlet removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si no son letras minúsculas iguales que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando no son iguales que existe diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

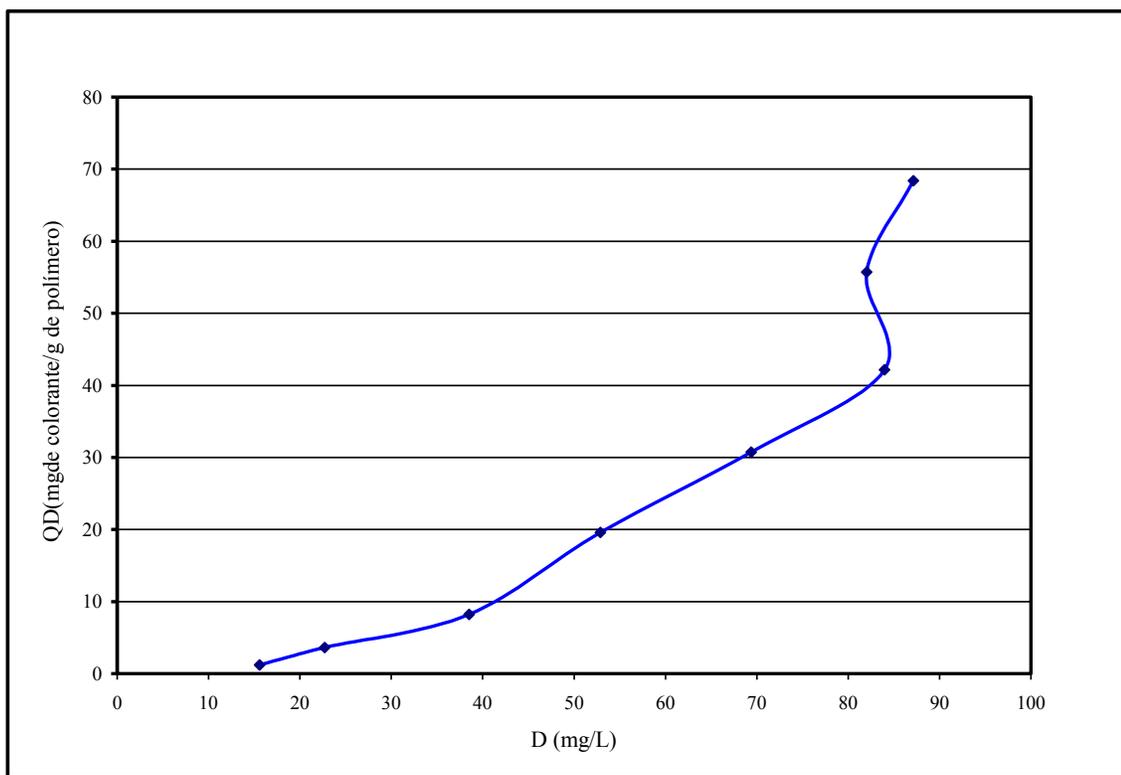


Figura 27. Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 25°C. Se elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura predeterminados. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a 25°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 512nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

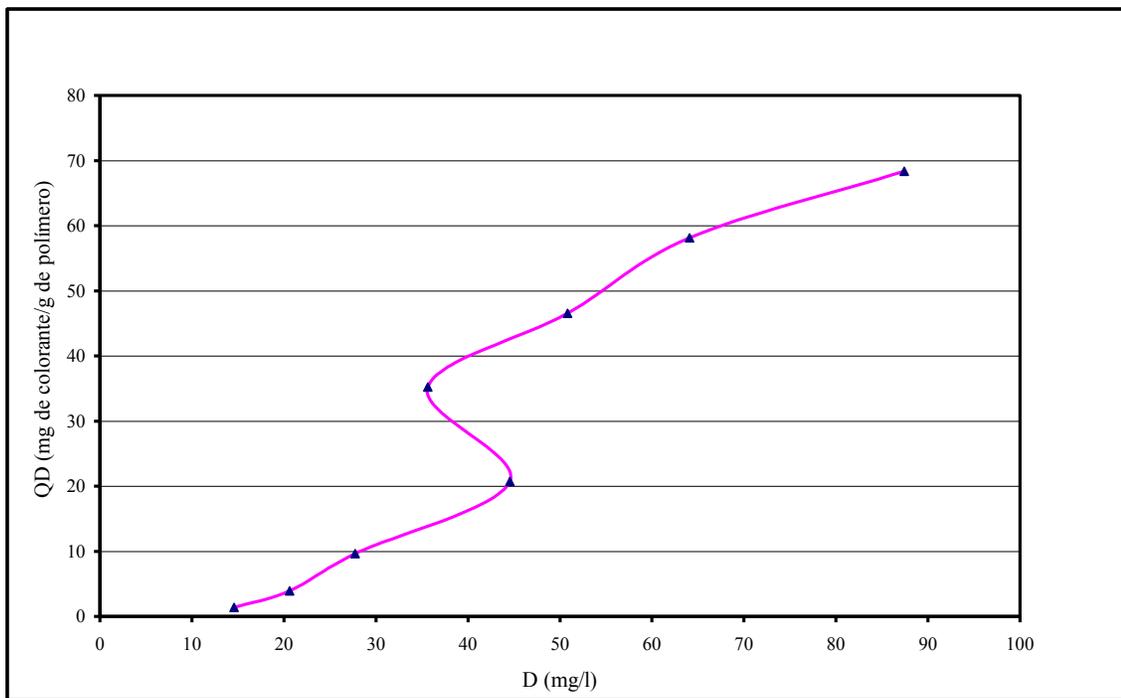


Figura 28. Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 35°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a 35°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 512nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

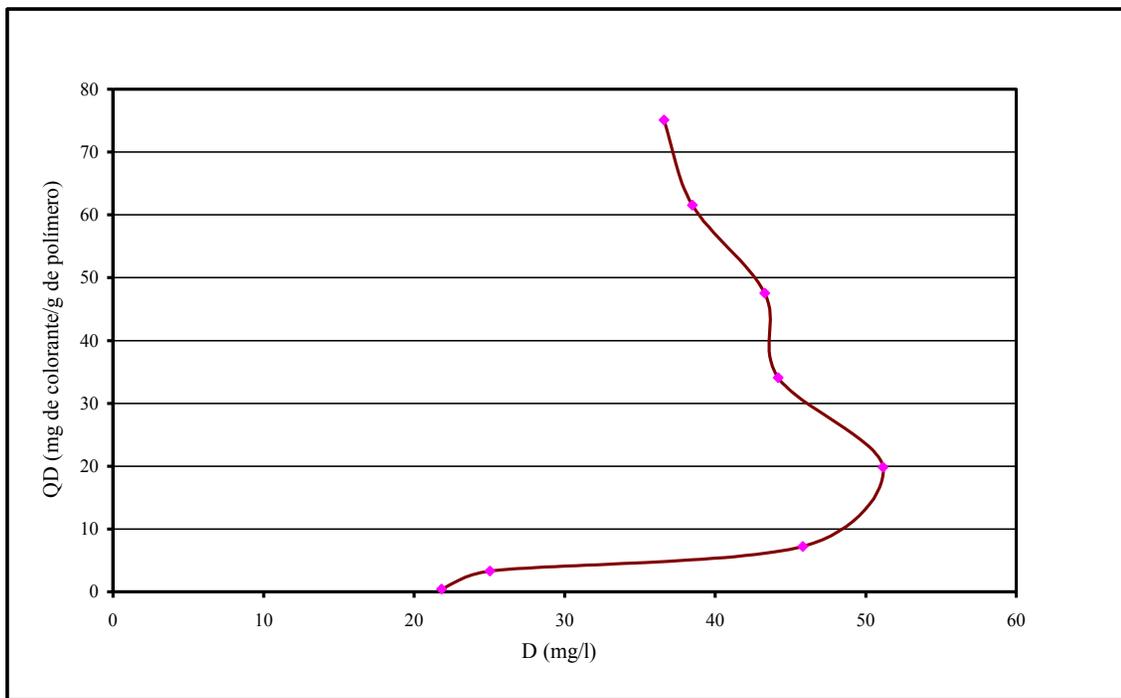


Figura 29. Efecto de la concentración en la remoción de Cristal Scarlet a 45°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante Cristal Scarlet a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a 45°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 512nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

Para el colorante Rojo Ponceau se encontró que a 25, 35 y 45 °C, la remoción aumenta conforme aumenta la concentración del colorante. Obteniéndose remociones máximas de 790.408, 796.868 y 760.163 mg/L respectivamente, a la concentración mas alta evaluada 800 mg/L. Se llevo a cabo el análisis estadístico del efecto de la concentración a las diferentes temperaturas evaluadas, utilizando un ANOVA ($p \leq 0.05$). Este análisis indicó que existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados. A 25°C ($F=354,981.7$, $g.l.=29$, $P \leq 0.000$) a 35 y 45 °C ($F=200,343.1$, $g.l.=29$, $P \leq 0.000$; $F=4,980.346$ $g.l.=29$, $P \leq 0.000$), respectivamente. Además se realizó la prueba de comparación de medias (prueba de rangos múltiples de Tukey) a un nivel de significancia de 0.05 para cada temperatura evaluada, y se obtuvieron 10 grupos de homogeneidad (Tabla XIX). Asimismo, se llevo a cabo el análisis estadístico del efecto de la temperatura en cada concentración evaluada, obteniéndose con el ANOVA ($p \leq 0.05$), que a una concentración inicial de 25, 50 y 100, 200, 300, 400, 500, 600 y 800 mg/L existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados ($F=68.459$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$; $F=48.505$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$; $F=18.361$, $g.l.=8$, $P \leq 0.003$; $F=560.239$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$; $F=61.568$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$; $F=43.369$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$; $F=12.241$, $g.l.=8$, $P \leq 0.008$; $F=36.451$, $g.l.=8$, $P \leq 0.000$ y $F=9.542$, $g.l.=8$, $P \leq 0.014$) respectivamente. Sin embargo el efecto de la temperatura a una concentración inicial de colorante de 700 mg/L, nos indicó que no existe diferencia significativa entre los tratamientos ($F=1.146$, $g.l.=8$, $P \leq 0.379$). Igualmente, se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$), el cual indicó que existen 3 grupos de homogeneidad a concentraciones de 100, 200 y 600 mg/L, 2 grupos de homogeneidad a concentraciones de 25, 50, 300, 400, 500 y 800 mg/L y 1 solo grupo de homogeneidad a la concentración de 700 mg/L (Tabla XIX). El efecto de la temperatura y concentración en la remoción

del colorante Rojo Ponceau a 25, 35 y 45 °C (Figura 30, 31 y 32) respectivamente; en las cuales a 25°, se apreció un incremento gradual en la remoción de colorante por gramo de biopolímero, sin embargo después de los 400mg/L de colorante inicial se observó una mayor remoción de colorante por gramo de biopolímero. Igualmente a 35° C, se observó como a 25° un aumento gradual en la remoción del colorante por gramo de biopolímero, pero el incremento mas marcado se presenta después de los 500 mg/L de concentración de colorante. Así mismo, a 45°C el incremento de la remoción de colorante por gramo de biopolímero se vio muy marcada, sin embargo a 700 mg/L de colorante inicial, se pudo ver como la remoción presentó una ligera disminución.

Tabla XIX

Remoción del colorante Rojo Ponceau por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones^a

[]	25		35		Remo (mg
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	
25	22.731 ± 0.25 ^{aA}	90.93	24.668 ± 0.33 ^{aB}	98.67	24.819 =
50	46.956 ± 0.27 ^{bA}	93.91	49.497 ± 0.45 ^{bB}	98.99	49.046 =
100	93.350 ± 0.13 ^{cA}	97.35	98.845 ± 0.77 ^{cB}	98.84	99.653 =
200	194.398 ± 0.20 ^{dA}	97.20	197.689 ± 0.07 ^{dB}	98.84	199.048
300	291.343 ± 0.61 ^{eA}	97.11	297.277 ± 1.02 ^{eB}	99.09	298.856
400	389.173 ± 0.83 ^{eA}	97.29	396.592 ± 2.12 ^{eB}	99.15	399.014
500	490.401 ± 1.98 ^{eA}	98.08	495.776 ± 1.47 ^{eB}	99.15	496.897
600	591.650 ± 0.35 ^{eA}	98.61	595.131 ± 1.21 ^{eB}	99.19	599.037
700	690.501 ± 0.81 ^{eA}	98.66	695.598 ± 1.05 ^{eA}	99.37	695.423
800	790.408 ± 0.53 ^{eB}	98.80	796.868 ± 0.44 ^{eB}	99.61	760.163 =

^a Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a 10 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura predeterminados. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a una temperatura fija y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia, así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de Rojo Ponceau removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si no son letras minúsculas iguales que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando no son iguales que existe una diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

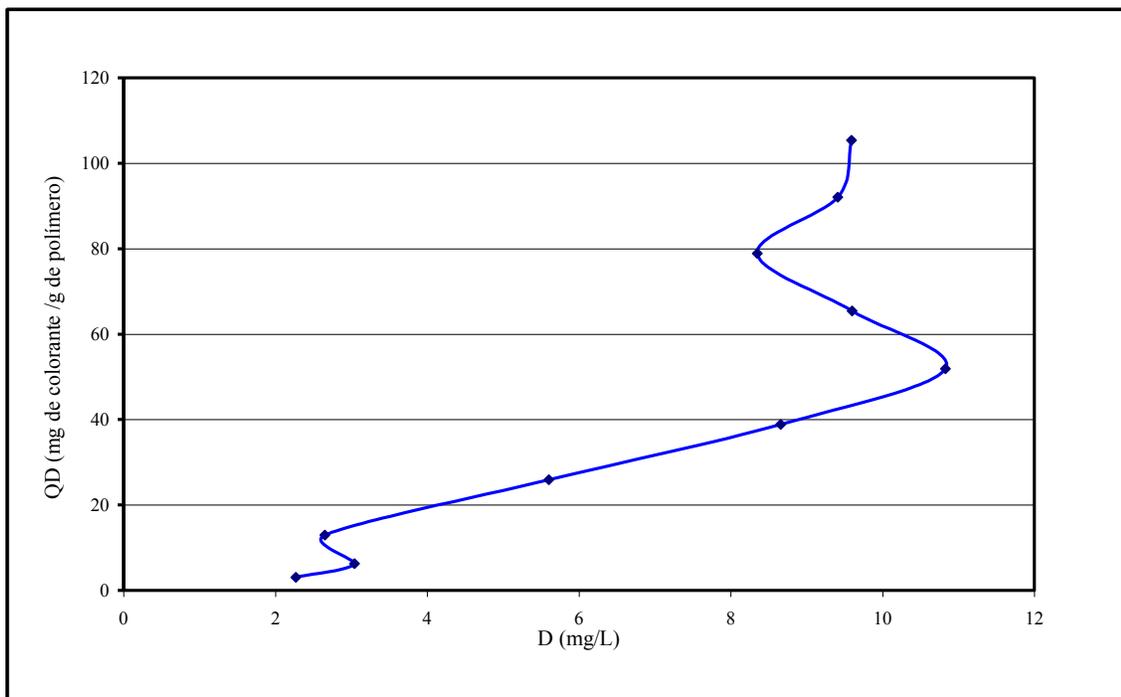


Figura 30. Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 25°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a 7 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a 25°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

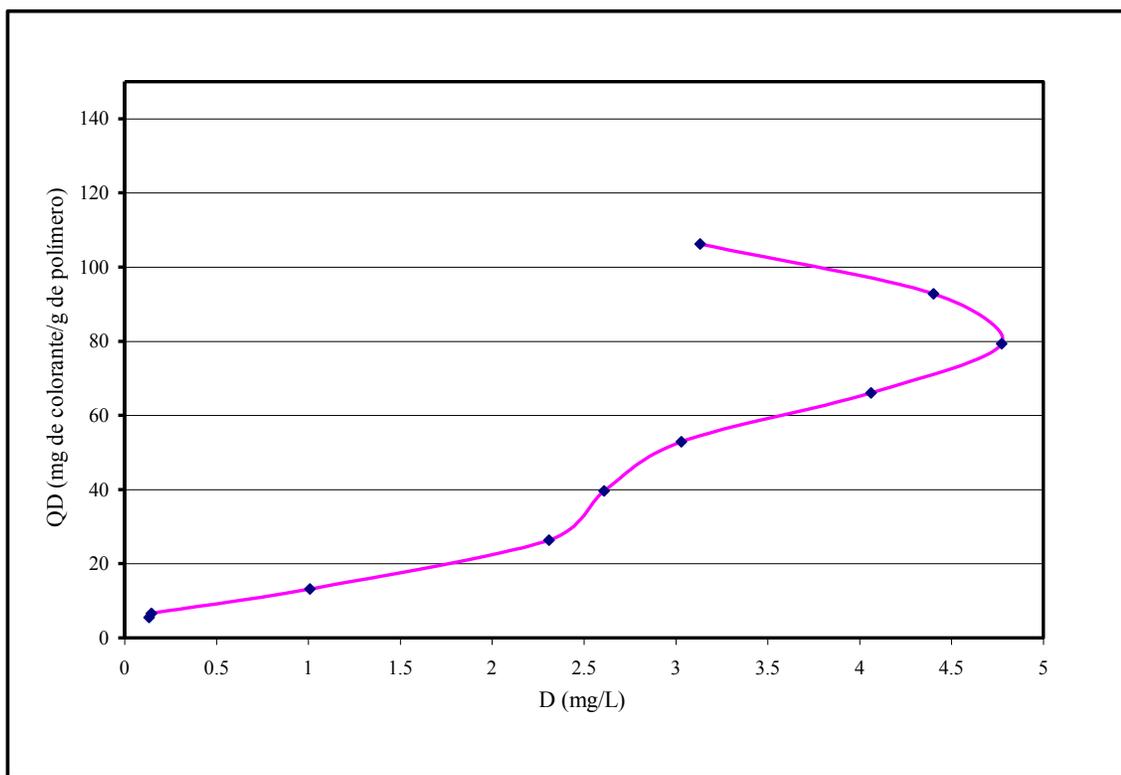


Figura 31. Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 35°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a 10 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por minutos a 35°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

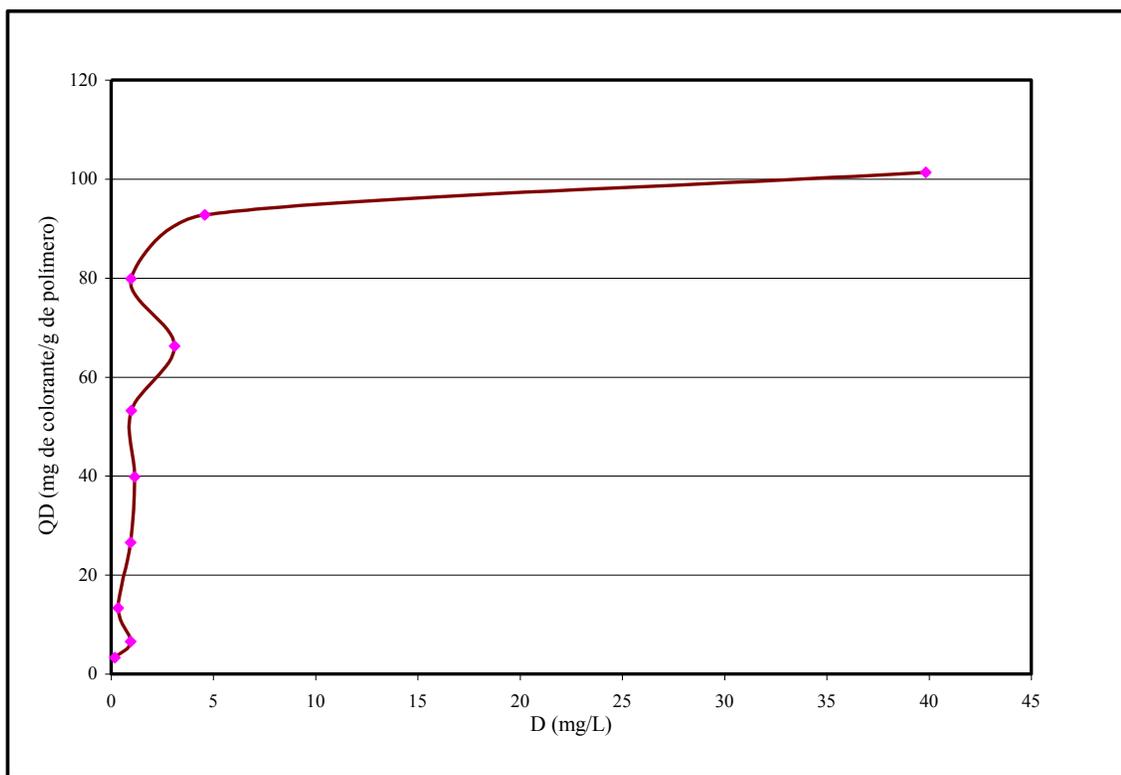


Figura 32. Efecto de la concentración en la remoción del colorante Rojo Ponceau a 45°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante Rojo Ponceau a 10 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 y 800 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por 7.5 minutos a 45°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante, en un Espectrofotómetro de UV-vis 504nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

Para el colorante RBBR, se encontró que a 25, 35 y 45°C, la remoción de éste aumentó conforme se incrementó la concentración inicial del contaminante, obteniéndose remociones de 559.964, 582.096 y 584.631 mg/L a la concentración mas alta probada 600 mg/L (Tabla XX). Se llevó a cabo un análisis estadístico del efecto de la concentración a las diferentes temperaturas evaluadas utilizando un ANOVA ($p \leq 0.05$), el cual indicó que existe una alta diferencia significativa entre las concentraciones probadas a 25, 35 y 45°C ($F = 31,408.194$, g.l.=23, $P \leq 0.000$; $F = 14,034.158$, g.l.=23, $P \leq 0.000$; $F = 33,534.371$, g.l.=23, $P \leq 0.000$) respectivamente. Se realizó la prueba de comparación de medias ($p \leq 0.05$) para cada temperatura evaluada, y se obtuvieron 8 grupos de homogeneidad (Tabla XX). Consecutivamente, se llevó a cabo un análisis estadístico del efecto de la temperatura en cada concentración evaluada, para lo cual el ANOVA indicó, que a las concentraciones de 25, 100, 200, 300 400, 500 y 600 mg/L, existe una alta diferencia significativa entre los tratamientos evaluados ($F = 64.105$, g.l.=8, $P \leq 0.000$; $F = 33.418$, g.l.=8, $P \leq 0.001$; $F = 40.391$, g.l.=8, $P \leq 0.000$; $F = 22.017$, g.l.=8, $P \leq 0.002$; $F = 39.934$, g.l.=8, $P \leq 0.000$; $F = 163.789$, g.l.=8, $P \leq 0.000$); para las concentraciones de 50 y 300 mg/L de contaminante, se obtuvo con el ANOVA que no existe diferencia significativa entre los tratamientos ($F = 0.230$, g.l.=8, $P \leq 0.801$; $F = 1.863$, g.l.=8, $P \leq 0.235$). Se realizó la prueba de comparación de medias de Tukey ($p \leq 0.05$), indicando que existen de 2 a 3 grupos de homogeneidad en la mayoría de las concentraciones evaluadas, a excepción de la concentración de contaminante inicial de 50 y 300 mg/L en donde únicamente se presenta un grupo de homogeneidad.

El efecto de la temperatura y concentración en la remoción del RBBR a 25, 35 y 45 °C (Figura 33, 34 y 35) respectivamente; en la cuales a 25° se apreció un aumento en la remoción de colorante por gramo de biopolímero de tipo exponencial. Asimismo a 35°

C, se observó un aumento en la remoción de colorante por gramo de biopolímero, sin embargo a partir de una concentración de colorante de 300 mg/L se presenta una mayor remoción de este contaminante por gramo de biopolímero. Para la temperatura de 45° C, se observó que la remoción de colorante por gramo de biopolímero se incrementa gradualmente, pero después de la concentración de 200 mg/L se observó un incremento en la remoción por gramo de biopolímero.

Tabla XX

Remoción del colorante RBBR

por el CPE quitosan-pectina a diferentes temperaturas y concentraciones^a

[]	25°		35°		
	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remoción (mg/L)	Remoción (%)	Remo (mg)
25	20.741 ± 0.25 ^{aB}	82.96	21.316 ± 0.32 ^{aB}	85.26	18.746 ±
50	42.535 ± 0.33 ^{bA}	85.07	42.807 ± 3.80 ^{bA}	85.61	43.701 ±
100	90.057 ± 0.31 ^{cB}	90.06	93.281 ± 0.81 ^{cC}	93.28	86.754 ±
200	183.289 ± 1.02 ^{dA}	91.64	189.351 ± 0.20 ^{dB}	94.67	183.491 =
300	278.035 ± 0.94 ^{eA}	92.68	282.912 ± 5.14 ^{eA}	94.30	282.425 ±
400	366.289 ± 4.96 ^{fA}	91.57	382.689 ± 0.45 ^{fB}	95.67	379.588 ±
500	459.807 ± 1.77 ^{gA}	91.96	482.838 ± 5.72 ^{gB}	96.57	483.364 ±
600	559.965 ± 0.80 ^{hA}	93.33	582.096 ± 0.26 ^{hB}	97.02	584.632 ±

^a Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a una temperatura fija y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura predeterminados. Se pusieron a interactuar por 15 minutos a una temperatura fija y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante en un Espectrofotómetro de UV-vis a 504nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración así mismo el % y valores de QD se calcularon en base a la formula 1b y 2b.

^b Los valores representan la media de la remoción en mg de RBBR removido /g de biopolímero ± desviación estándar de determinación por triplicado por tratamiento.

^c Letras de a-e significan en una columna, si no son letras minúsculas iguales que los tratamientos son significativamente diferentes. Las letras de A-C significan en una fila, cuando no son iguales que existe una diferencia significativa entre los tratamientos. $p < 0.05$ entre los tratamientos.

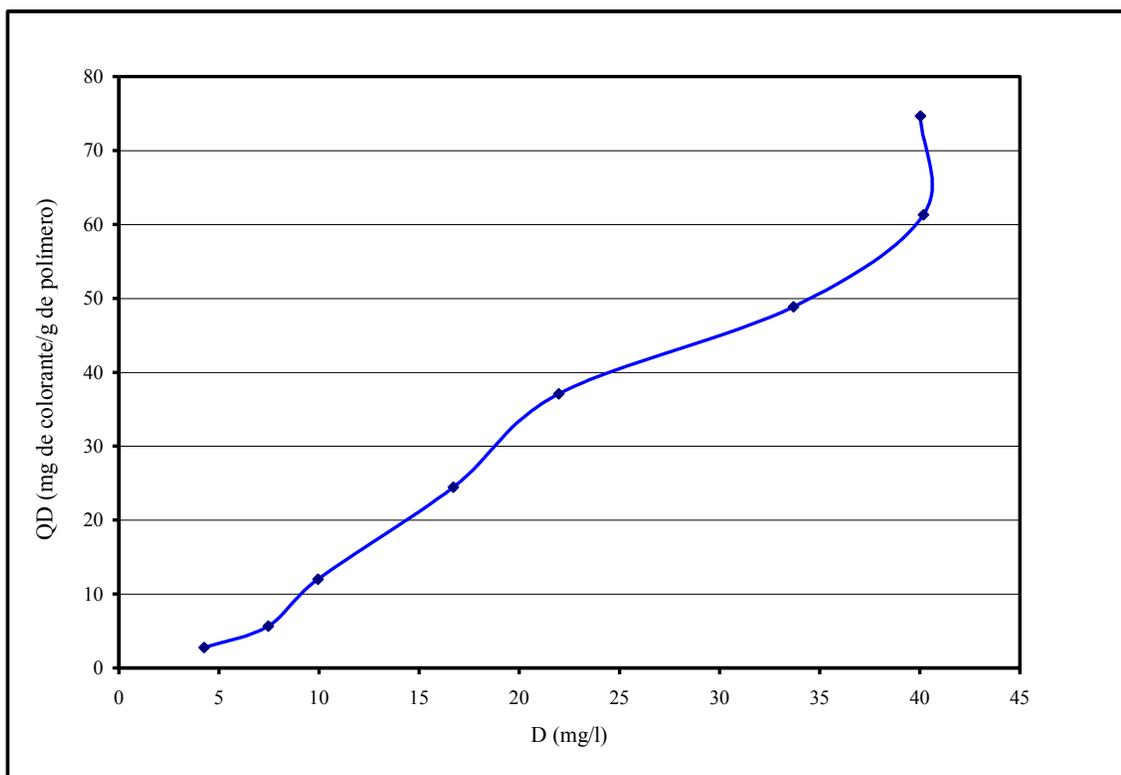


Figura 33. Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 25°C. Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 25° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por minutos a 25°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevo a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante, en un Espectrofotómetro de UV-vis a 600nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculo por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

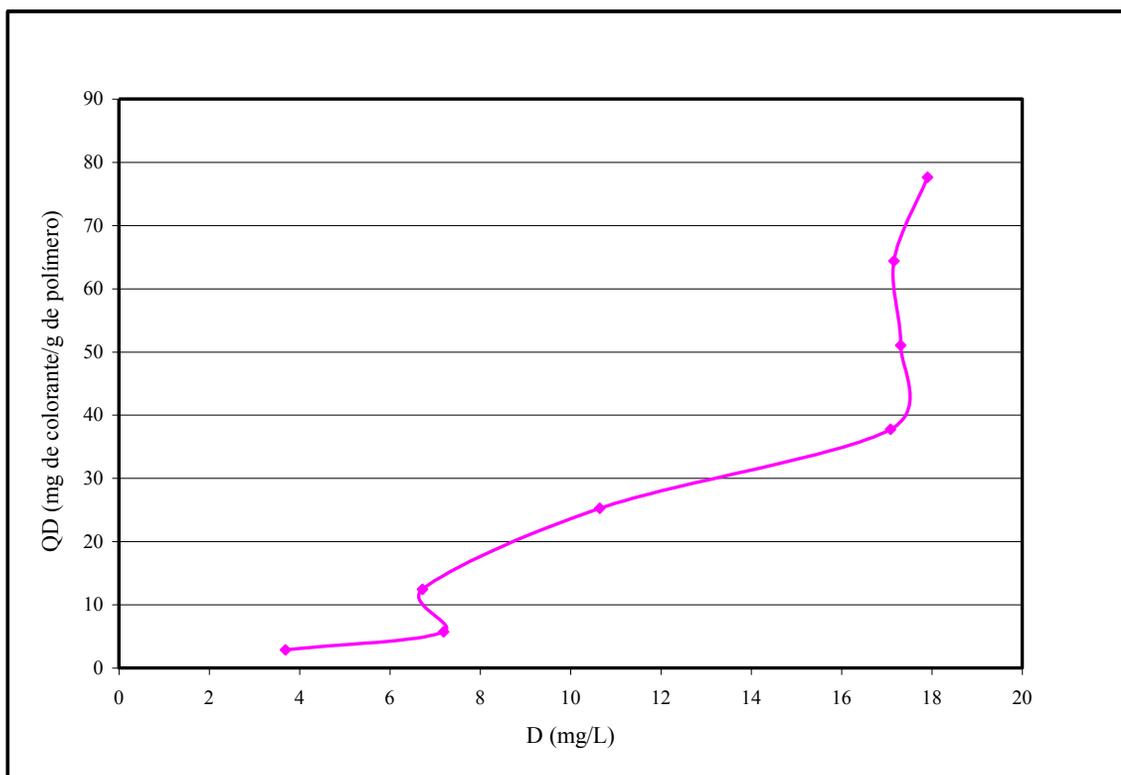


Figura 34. Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 35°C. Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 35° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por minutos a 35 °C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante, en un Espectrofotómetro de UV visible a 600nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

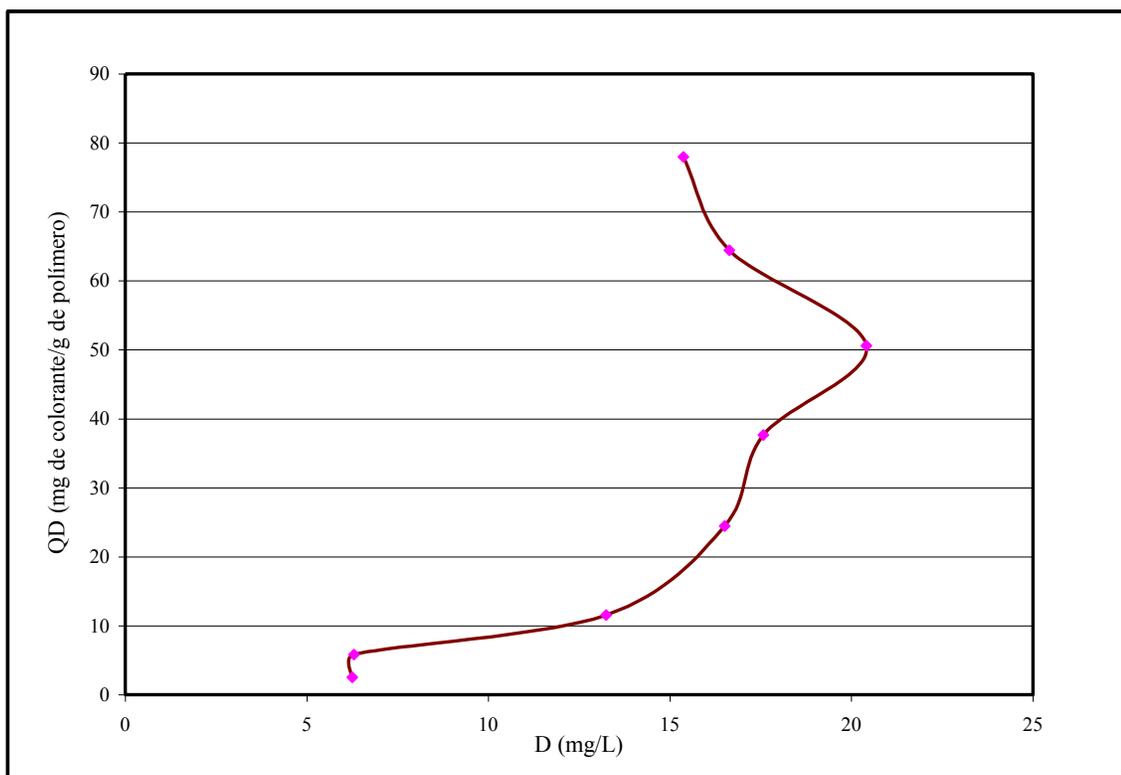


Figura 35. Figura 23. Efecto de la concentración en la remoción del colorante RBBR a 45°C.

Se elaboraron disoluciones del colorante RBBR a 8 diferentes concentraciones (25, 50, 100, 200, 300, 400, 500 y 600 mg/L) dichas disoluciones fueron acondicionadas a 45° y ajustadas a pH 12, posteriormente se mezclaron con las disoluciones de los polielectrolitos previamente ajustadas a un pH y temperatura indicado. Se pusieron a interactuar por minutos a 45°C y 150 rpm. Consecutivamente se llevó a cabo la separación del CPE del sobrenadante por medio de una centrifugación. La concentración del contaminante fue evaluada en el sobrenadante, en un Espectrofotómetro de UV-vis a 600nm. La cantidad de colorante removido por el CPE quitosan-pectina se calculó por diferencia de concentración. Los datos representan la media de 3 repeticiones, las barras de desviación estándar no se presentan debido a que representan menos del 3%. $p < 0.05$ al compararse entre los tratamientos.

En cuanto al efecto de la concentración de los contaminantes a 25°C (Figura 36), se determinó que a esta temperatura, se presenta una mayor remoción para el colorante Rojo Ponceau, en las 5 concentraciones evaluadas, con porcentajes de remoción arriba del 90%, seguida en remoción por el colorante RBBR con remociones arriba del 80% y finalmente con una menor remoción el Cristal Scarlet con una máxima remoción de 85.47% a una concentración de 600 mg/L.

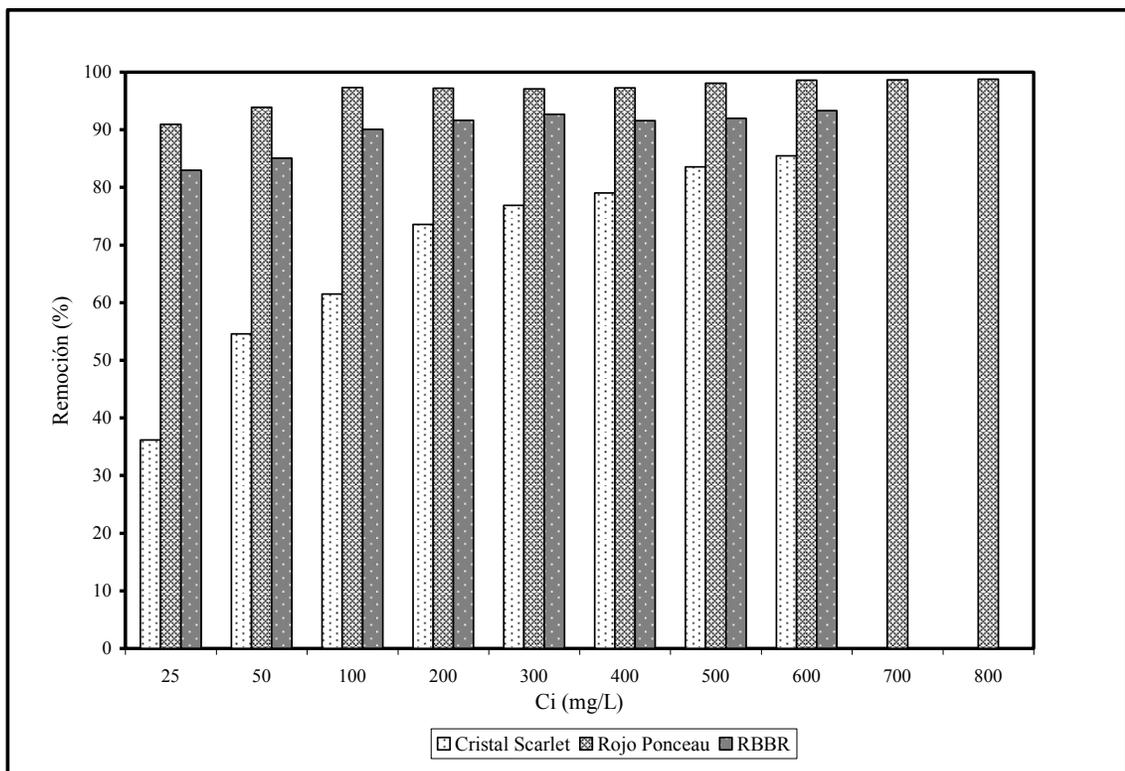


Figura 36. Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 25°C
La remoción de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR, se determinó a 10 y 8 diferentes concentraciones a 25°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento, así mismo el % se calculó en base a la fórmula 2b.

El efecto de la concentración de los contaminantes a 35°C (Figura 37), pudimos ver que a esta temperatura se presentó una mayor remoción para el colorante Rojo Ponceau, a las 5 concentraciones evaluadas. La remoción de este colorante es mayor del 95%, en todas concentraciones evaluadas. Para el colorante RBBR, se presentó una buena remoción a esta temperatura, con porcentajes arriba del 85% en todos los tratamientos. Por otro lado, el colorante que presentó menor remoción es el colorante Cristal Scarlet con una remoción máxima del 85% después de 300 mg/L de concentración inicial.

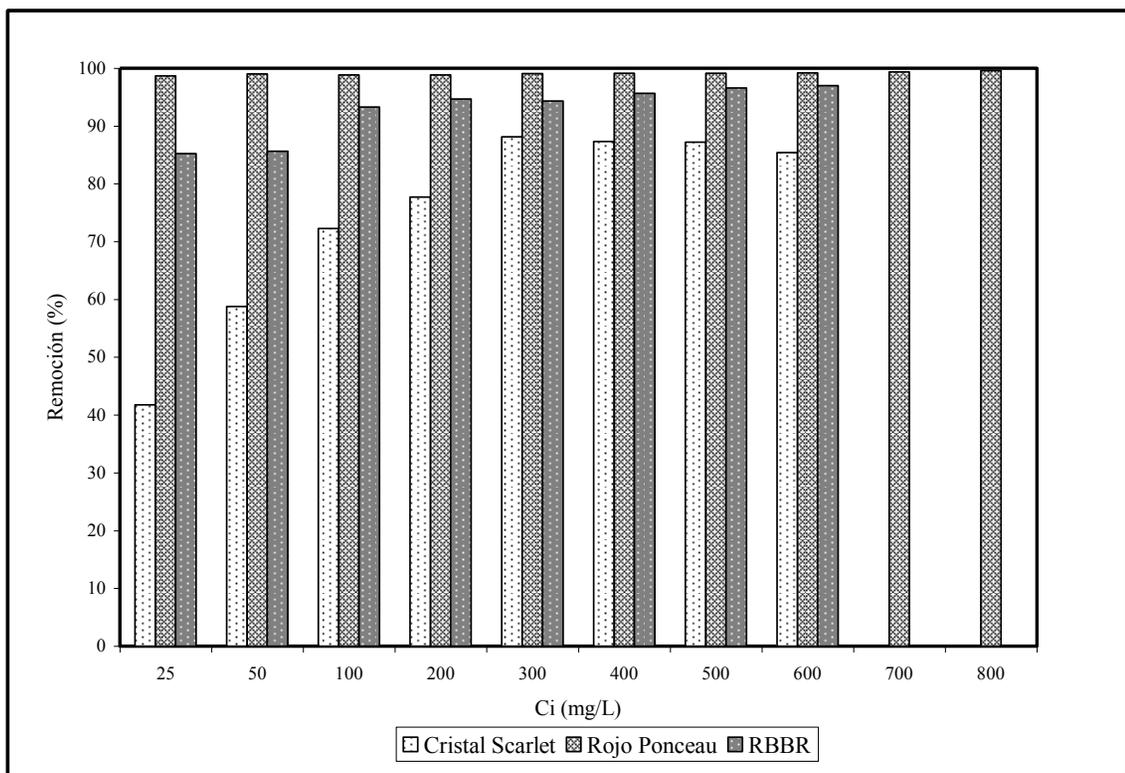


Figura 37. Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 35°C. La remoción de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR, se determinó a 10 y 8 diferentes concentraciones a 35°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento, así mismo el % se calculó en base a la fórmula 2b.

Para el efecto de la concentración de los colorantes a 45°C (Figura 38), se determinó que a esta temperatura se presentó una mayor remoción para colorante Rojo Ponceau en las 5 concentraciones evaluadas, con un porcentaje de remoción cercano al 100%, la segunda mejor remoción la presentó el colorante RBBR y por último el colorante Cristal Scarlet, para el cual se presente su mayor remoción a concentraciones superiores a 300 mg/L.

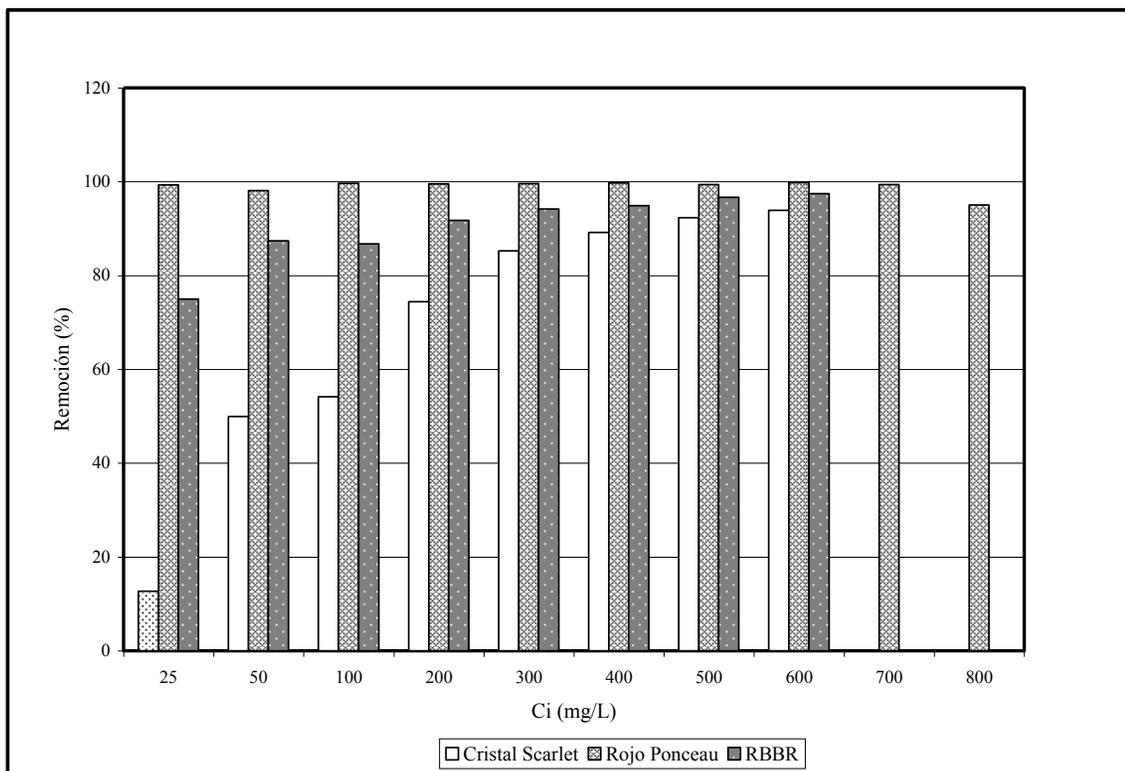


Figura 38. Efecto de la concentración en la remoción de colorantes a 45°C. La remoción de los colorantes Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR, se determino a 10 y 8 diferentes concentraciones a 45°C. Los datos representan la media de 3 repeticiones por tratamiento, así mismo el % se calculó en base a la formula 2b.

8. DISCUSION

8.1 Evaluar la Capacidad del CPE Q-P de Remover Metales Pesados en Disolución

Con el crecimiento de la industrialización, urbanización y la población, se requiere una mayor cantidad de agua. Las grandes ciudades no sólo requieren grandes volúmenes de éste vital líquido, sino que generan enormes cantidades de agua negra o residual, que precisa un tratamiento especial antes de ser reutilizada en procesos industriales o descargada en sistemas acuáticos.

Los ríos son fuentes de suministro de agua potable para las zonas urbanas, por ello, es necesario tratar el agua que se descargue en ellos, para eliminar al máximo todos los tipos de contaminantes.

Para poder evaluar la capacidad del CPE quitosan pectina en la remoción de contaminantes como metales pesados y colorantes, se valoraron y establecieron diversos parámetros fisicoquímicos como son: pH de la solución del contaminante, tiempo de reacción o equilibrio, concentración y temperatura.

El pH de la disolución del metal es un factor de suma importancia en la remoción de los metales pesados, debido a que afectó la capacidad de remoción del CPE quitosan-pectina (CPE q-p). Esto se ha observado en estudios realizados con estos biopolímeros de manera independiente, y con otros adsorbentes evaluados para la remoción de metales pesados. Se han encontrado reportes de la dependencia de la remoción de contaminantes

por efecto del pH en metales como Au^{3+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} . (Dronet *et al.*, 1996; Park *et al.*, 1999; Wan *et al.*, 1999; Karthikeyan *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2003; Debbaudt *et al.*, 2004).

El pH de la disolución de plomo, influye significativamente en la remoción de estos iones en disolución al ser utilizado el CPE q-p, obteniéndose que las mejores remociones se presentan a pH 2 y 4 equivalente al 99.7 y 97.5 % de remoción respectivamente, a una concentración de 30 mg/L. En estudios realizados con los biopolímeros (pectina, quitosan) y pellets elaborados con ambos biopolímeros para remoción de iones de plomo los mejores resultados se obtuvieron a pH 5, con 4, 70 y 100% de remoción para la pectina, el quitosan y los pellets respectivamente (Debbaudt *et al.*, 2004).

De forma similar para los iones de cadmio y zinc, muestra un efecto significativo por acción del pH de la disolución, encontrando que la mejor remoción se presenta a pH 4 con 57.48 y 64.75% respectivamente para el cadmio y el zinc.

Así mismo, se han reportado las siguientes remociones para el cadmio a pH 5 por acción de la pectina, quitosan y pellets de quitosan-pectina: 4, 75 y 100% de remoción a pH 5. Para el zinc se ha reportado la mejor remoción a pH 7. (Dronet *et al.*, 1996; Wan *et al.*, 1999; Debbaudt *et al.*, 2004).

Los resultados obtenidos para el CPE q-p, nos indican que existe una predisposición de los metales para ser removidos: $\text{Pb}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$. El CPE q-p presenta mayor remoción que los biopolímeros de manera independiente según lo reportado por otros investigadores (Dronnet *et al.*, 1996; Endress, 1998; Bassi *et al.*, 2000; Juang *et al.*, 2002). La influencia del pH en la remoción del contaminante, pudiera estar relacionada con el número de iones de quitosan que se encuentran protonados (NH_3) a pH ácido, así como los grupos que se encuentran cargados negativamente a pH de 7.6 para la pectina,

esto nos lleva a tener un mejor acomplejamiento y remoción de los metales pesados por quelación, intercambio iónico y puentes de hidrógeno (Onsoyen and Skaugrud, 1990).

En los estudios teóricos y experimentales de la capacidad de quelación de la pectina y el quitosán, se ha encontrado que los dos biopolímeros tienen una quelación intramolecular e intermolecular. La forma en la cual la pectina pudiera interactuar uniéndose al metal ($\text{COO}^- \text{Metal}^+ \text{OOC}^-$ o $\text{COO}^- \text{Metal}^+ \text{O}^-$ o $\text{O}^- \text{Metal}^+ \text{O}^-$); y el quitosán a su vez ($\text{NH}_2^+ \text{Metal}^+ \text{O}^-$), (Ferreira and Gschaidler, 2001). Debido a que el CPE q-p está formado por moléculas con alta capacidad de interacción debido a los grupos funcionales que presenta, la remoción de los metales pudiera estarse llevando a nivel intermolecular (quelación e interacciones iónicas), entre un grupo amino y otro carboxilo ($\text{NH}_2^+ \text{Metal}^+ \text{OOC}^-$), así como a nivel intramolecular ($\text{NH}_2^+ \text{Metal}^{2+} \text{NH}_2^+$, $\text{NH}_2^+ \text{Metal}^{2+} \text{O}^-$; $\text{O}^- \text{Metal}^{2+} \text{OOC}^-$; $\text{COO}^- \text{Metal}^+ \text{OOC}^-$ o $\text{COO}^- \text{Metal}^{2+} \text{O}^-$ o $\text{O}^- \text{Metal}^{2+} \text{O}^-$).

Finalmente el haber obtenido la mayor remoción a pH ácido (2 y 4) indican que el CPE q-p, pudiera ser aplicado en los efluentes industriales de industrias galvanizadoras, mineras, etc, que presentan pH ácido, con eficiencias comparadas con las reportadas (Deorkar and Tavlarides, 1998).

El tiempo de remoción máximo para Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} de 15 minutos. Sin embargo, para el Pb^{2+} se presentó un efecto de adsorción y desorción, en los tiempos evaluados. En tanto que para cadmio y el zinc, se presentó el equilibrio después de los 15 y 7.5 minutos de reacción respectivamente. La rápida remoción obtenida para el zinc coincide con la obtenida con quitosán en polvo (Karthikeyan *et al.*, 2003).

Por los resultados obtenidos con anterioridad se seleccionó como tiempo de remoción máximo 15 minutos para los 3 metales.

El tiempo de reacción requerido para obtener la remoción de los metales por acción del CPE q-p, fueron menores que los reportados para otros biopolímeros utilizados con estos y otros contaminantes (Saliba *et al.*, 1999; Bassi *et al.*, 2000; Debbudt *et al.*, 2004).

Un factor de suma importancia es la capacidad que el CPE q-p presentó para remover los metales en disolución a diversas concentraciones, desde 10 mg/L hasta 270 mg/L, así mismo se observó el efecto que provoca la temperatura en la remoción.

Para los diferentes metales evaluados se presentó el mismo comportamiento, a mayor concentración del metal mayor remoción del mismo, obteniéndose 257 mg/L, 158.11 mg/L y 190mg/L de Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} removido de un sistema con una concentración inicial de 270 mg/L, respectivamente. Sin embargo la concentración de saturación del CPE q-p no fue determinada, debido a que se observó una alta diferencia significativa en la remociones a todas las concentraciones evaluadas.

Se pudo observar que para la remoción de Pb^{2+} por gramo de biopolímero a 25 y 45 °C, se presentó un comportamiento de tipo polinomial de tercer orden, donde el sistema se ve principalmente influido por el efecto lineal, indicando que la remoción es plenamente dependiente de la concentración inicial del metal, a las tres temperaturas evaluadas, por otro lado a 35°C se observa un mejor ajuste matemático con el comportamiento logarítmico.

Para el efecto de la temperatura en la remoción del Pb^{2+} , se observa una mayor variación en la remoción a concentraciones bajas 10 y 30 mg/L, donde se presentó una alta diferencia significativa para las tres temperaturas probadas. Por otro lado en las concentraciones de 90 y 180 mg/L se observó que solamente a 45°C existió diferencia significativa en la remoción. Finalmente a una concentración de 270 mg/L de Pb^{2+} la temperatura no influyó significativamente en la remoción de éste metal por efecto del

CPE q-p. Por lo cual podemos decir que la temperatura influye de manera muy importante en la remoción del plomo principalmente a concentraciones menores de 30 mg/L, esto pudo estar relacionado con una baja concentración de iones en el sistema y una alta entropía de las moléculas en el sistema.

Se pudo observar que para la remoción de Cd^{2+} por gramo de biopolímero a 25, 35 y 45 °C, se presentó un comportamiento de tipo lineal a 25°C, así mismo a 35 y 45°C el un comportamiento fue polinomial de tercer orden, donde el sistema se ve nuevamente influido por el efecto lineal; con lo cual se pudo observar que existe una proporción entre lo que se remueve y lo que permanece como remanente, así mismo indicando que la remoción es plenamente dependiente de la concentración inicial del metal, a las tres temperaturas.

Para el efecto de la temperatura en la remoción del Cd^{2+} , por acción del CPE q-p a las diferentes concentraciones de estudio, se observó que no existe dependencia de la remoción por efecto de la temperatura, no obstante el efecto de la remoción de éste contaminante si depende de su concentración inicial.

Para la remoción del Zn^{2+} a 25°C, se presentó un comportamiento de tipo polinomial de cuarto orden con un coeficiente de correlación de 1, donde el efecto lineal es ligeramente de mayor influencia. El efecto de la remoción a 35 y 45 °C presentó un comportamiento de polinomial de tercer orden con un efecto principalmente lineal.

El efecto de la temperatura en la remoción del Zn^{2+} , a las diferentes concentraciones de estudio, nos mostró que no existe dependencia en la remoción por efecto de la temperatura, sin embargo si por la concentración inicial del contaminante.

Finalmente, no se observó una saturación en estos sistemas, debido a que el CPE q-p sigue removiendo el metal, pero si se distinguió la dependencia de la remoción por efecto de la concentración del metal.

Por último podemos indicar que la mayor remoción a las diferentes concentraciones evaluadas así como a las 3 diferentes temperaturas, se presentó para el Pb^{2+} seguida por el Zn^{2+} y por último el Cd^{2+} .

El efecto del pH en el proceso de remoción de los colorantes fue estudiado a diferentes valores, 2, 4, 6, 8, 10 y 12. En los experimentos llevados a cabo, se observó que al aumentar el pH de la disolución del colorante, se presentaba un incremento en la remoción de los mismos (Cristal Scarlet, Rojo Ponceau y RBBR). Con lo cual podemos decir, que la remoción de los colorantes por acción del CPE q-p depende del pH de la disolución del contaminante.

Un estudio realizado con quitina como adsorbente, indicó que el efecto de incremento de pH, resulta en un aumento en la remoción del colorante reactivo Verofix Red (Annadurai *et al.*, 1999).

El CPE q-p, presentó las mejores remociones a pH 12, con un 47.15, 87.85 y 96.90% de remoción para los colorantes Cristal Scarlet, RBBR, Rojo Ponceau respectivamente.

Los efluentes de un proceso de teñido, pueden presentar características de pH variables, mostrando valores de pH desde 2 hasta 12. Para lo cual el uso del CPE q-p pudiera ser utilizado en el tratamiento de dichos efluentes.

Un estudio llevado a cabo recientemente, evaluó el uso de biopolímeros para la remoción de colorantes, señalando que el quitosán presenta una mayor afinidad por los colorantes ácidos> reactivos> directo. Así mismo la pectina presentó una afinidad para colorantes de tipo directo> reactivo> ácido (Blackburn, 2004).

Los resultados obtenidos por Blackburn en el 2004, indicaron que la quitina y el quitosan presentan excelentes niveles de remoción de colorantes y esto es atribuido a una combinación de atracciones electrostáticas, fuerzas de Vander Waals y puentes de hidrógeno. Así mismo polisacáridos no iónicos como el almidón no fueron efectivos, atribuyendo esto a la estructura de los polisacáridos y un grado relativamente bajo de interacciones intermoleculares e intramolecular entre las cadenas separadas de los polímeros. Polisacáridos aniónicos como la pectina presentaron repulsión por los colorantes aniónicos impidiendo la formación de puentes de hidrógeno con lo cual resultaron poco eficientes en la remoción de colorantes.

El CPE q-p presentó preferencia para la remoción del colorante Rojo Ponceau (ácido, diazo), seguido por el RBBR (reactivo, antraquinona) y por último el colorante Cristal Scarlet (ácido, azo).

Las remoción por acción del CPE q-p, pudiera llevarse a cabo de manera intramolecular y/o intermolecular, esto debido a que los biopolímeros cuentan con varios puntos de interacción entre la misma molécula o con otras, además el sistema del CPE contiene un polielectrolito con características catiónicas y otro aniónicas lo cual le confiere la capacidad de poder interactuar entre ellos mismos o entre contaminantes de cargas opuestas a ellos; y a su vez formar una red de estructura compacta (gel).

Por lo anterior pudiéramos decir que en el CPE q-p prevalece la influencia del quitosan, para la interacción con estos contaminantes.

Para establecer el tiempo de reacción adecuado para llevar a cabo la remoción de los colorantes, se evaluaron diferentes tiempos para cada colorante.

Para el colorante Cristal Scarlet se obtuvo que la remoción del mismo, por efecto del CPE q-p, es dependiente del tiempo de reacción. Alcanzando a los 7.5 min la máxima

remoción (54.57%), y estabilizándose a partir de los 30 min de reacción el sistema alcanza el equilibrio.

La remoción del colorante Rojo Ponceau, no fue dependiente del tiempo de reacción según los análisis estadísticos, alcanzando su máxima remoción a partir del contacto entre las disoluciones de los poli electrólitos y el colorante (0 min) con un 94.52%.

Al ser evaluado el efecto del tiempo de reacción en la remoción del colorante reactivo RBBR, se obtuvo que la remoción del mismo por efecto del CPE q-p es dependiente del tiempo de reacción. Alcanzando a los 15 min el equilibrio y su máxima remoción la cual fue de 87.85%.

Los tiempos de reacción utilizados por el CPE q-p para la remoción de los contaminantes, podrían ser atribuidos a interacciones químicas debido a la rapidez con la cual se llevan a cabo.

El establecer el tiempo de reacción necesario, nos ayuda a mejorar las condiciones para la remoción de estos contaminante al llevarse a cabo la aplicación del CPE q-p.

En un estudio donde se evaluó la capacidad de la quitina de remover colorantes básicos, se observó que ésta presentó su equilibrio de adsorción a los 60 min (Longhinotti *et al.*, 1997). Por otro lado Blackburn en el 2004, evaluó 15 polisacáridos para remover 3 diferentes tipos de colorantes, requiriendo de un tiempo de reacción de 12 h. Otro reporte donde evaluaron mezclas de cenizas y suelo, indicaron que el equilibrio de adsorción, se presentó entre 4 y 6 h (Albanis *et al.*, 2000). Así mismo se ha evaluado la remoción del colorante Rojo Congo por medio de diversos carbones activados requiriendo para la remoción de un tiempo de 35 min (Kannan and Meenakshisundaram, 2001). Por lo anterior podemos decir que el CPE q-p, tiene la ventaja de ser un sistema que presenta una rápida remoción de los colorantes, lo cual se

vería reflejado en el tiempo para el tratamiento de los efluentes, así como los gastos de energía que serían menores lo cual implican menor costo del tratamiento.

Se evaluó la capacidad que presenta el CPE q-p para remover los colorantes en disolución a concentraciones de 25 mg/L hasta 800 mg/L a 25°C. Dichos experimentos indicaron que para los diferentes colorantes evaluados se presentó el mismo comportamiento, a mayor concentración del colorante se presentó una mayor remoción del mismo, obteniéndose que a la mayor concentración probada para el Cristal Scarlet y el RBBR el CPE removió 563.39 mg/L y 584.63 mg/L respectivamente en un sistema con 600 mg/L; para el Rojo Ponceau debido a que se observó una alta remoción, se evaluó hasta una concentración de 800 mg/L, removiéndose 796.86 mg/L a esta concentración. Así mismo, con los resultados obtenidos podemos decir que la remoción de los colorantes es dependiente de su concentración inicial. Por otro lado, no se pudo observar una saturación del CPE q-p, con lo cual el sistema pudiera seguir removiendo a concentraciones mas elevadas.

Cabe mencionar que el Cristal Scarlet, obtuvo una marcada mejoría en su remoción por efecto del CPE q-p conforme aumenta la concentración del mismo (Figura 39).



Figura 39. CPE quitosan-pectina con el colorante Cristal Scarlet.

En experimentos donde se evaluó la remoción del colorante Rojo Congo con varios tipos de carbón activado a diferentes concentraciones del colorante, se observó que la remoción disminuyó conforme aumentó la concentración del mismo (Kannan and Meenakshisundaram, 2001).

Los resultados indicaron que la temperatura, tiene un efecto en la remoción de los diferentes colorantes probados. Encontrándose que para el Cristal Scarlet la mejor remoción se presentó a 600 mg/L y 35° C. Así mismo, para el colorante Rojo Ponceau se obtuvo que a 25 y 35° C la máxima remoción fue de 790.40 y 796.86 mg/L respectivamente, no encontrándose diferencia entre la remoción a esas temperaturas evaluadas. Finalmente para el colorante RBBR la máxima remoción se presentó a 35 y 45°C con 582.09 y 584.63 mg/L respectivamente, no habiendo diferencia en la remoción a esas dos temperaturas.

La remoción en las diferentes temperaturas y concentraciones evaluadas presentaron un comportamiento variable en los diferentes colorantes estudiados. Lo cual pudiera deberse al tamaño, y tipo de carga disponibles en la molécula.

Por último, podemos indicar que la mejor remoción a las diferentes concentraciones evaluadas, así como a las 3 temperaturas, la presentó el colorante Rojo Ponceau (ácido, diazo), seguido por el colorante RBBR (reactivo-antraquinona) y por último el colorante Cristal Scarlet.

Factores tales como pH, tiempo de reacción, concentración, así como la temperatura son factores que presentaron un efecto significativo, en la remoción de 2 grupos principales de contaminantes vertidos al ambiente (metales pesados y colorantes textiles). Estos resultados concordaron con lo reportado por diversos autores, donde fueron evaluados adsorbentes con características similares (Endress, 1998; Bassi *et al.*,

2000; Kannan and Meenakshisundaram, 2001; Juang *et al.*, 2002; Karthikeyan *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2003; Blackburn, 2004; Debbaudt *et al.*, 2004). Sin embargo, es importante resaltar que la combinación y la forma de uso de los polímeros utilizados en el presente trabajo, mostraron una alta capacidad de interacción con los contaminantes, dando como resultado una eficiencia superior a lo determinado por la mayoría de las investigaciones realizadas (Deorkar and Tavlarides, 1998; Saliba *et al.*, 1999; Albanis *et al.*, 2000; Juang *et al.*, 2002; Karthikeyan *et al.*, 2003).

9. CONCLUSIONES

El CPE q-p tiene capacidad de remover metales pesados y colorantes.

El pH de mayor remoción para metales fue en general pH ácido y para los colorantes alcalino, lo que permitirá predecir la eficiencia de remoción del CPE q-p en efluentes, en base al pH de los mismos.

El tiempo de agitación requerido para alcanzar la mayor eficiencia del CPE q-p fue de 15 minutos para Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} , y en los colorantes 0,7.5 y 15 minutos para Rojo Ponceau, Cristal Scarlet y RBBR respectivamente; pudiendo este parámetro servir para estimar los costos de aplicación de éste tratamiento.

El CPE presenta una alta capacidad de remoción para el Pb^{2+} , así mismo remueve más del 50% del Zn^{2+} y Cd^{2+} a concentraciones de 10 hasta 270 mg/L.

En el estudio del efecto de la concentración en la remoción, se observó que a mayor concentración de metal mayor remoción.

La temperatura es un factor que influye para la remoción del Pb^{2+} , no obstante para el Zn^{2+} y Cd^{2+} no existe un efecto significativo.

El CPE q-p presenta preferencia para remover los metales en el siguiente orden $Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+}$.

El CPE q-p mostró una alta capacidad para remover colorantes de tipo azo, antraquinona y diazo.

La concentración del colorante, es un factor de importancia debido a que a mayor concentración de colorante mayor remoción de los mismos.

La temperatura es importante en la remoción de los colorantes, debido a que influye significativamente.

El CPE q-p presentó una alta capacidad de remoción de colorantes, presentándose en el siguiente orden: Rojo Ponceau > RBBR > Cristal Scarlet.

Las conclusiones obtenidas en éste trabajo nos permites hacer las siguientes recomendaciones para continuar la investigación en relación a esta línea.

Continuar con los estudios para sustituir el polielectrolito aniónico de alto metoxilo, debido a que en estudios preliminares se logró reducir la concentración del mismo hasta en un 50% en la formulación, al sustituirlo por uno de bajo grado de metoxilación.

Es importante reducir el volumen de agua en las disoluciones de los polielectrolitos, con la finalidad de ingresar al sistema de tratamiento la menor cantidad de agua.

Realizar estudios de desorción de los contaminantes (metales y colorantes) del CPE q-p, utilizando temperatura y agentes químicos como ácidos y sales.

Evaluar la capacidad del CPE q-p de remover otros contaminantes como aceites y derivados del petróleo.

Diseñar una planta a escala laboratorio que permita evaluar el funcionamiento del CPE q-p a una mayor escala (prototipo).

Realizar análisis de costos que incluyan el impacto del costo ambiental, en el uso de éste tratamiento en la remoción de contaminantes de alto grado de toxicidad para el ambiente.

10. LITERATURA CITADA

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, División de Toxicología. 2003. Atlanta, GA. Estados Unidos.

Allan GG, Allman LC, Benainger RE, Ghosh DK, Hirabayashi Y, Neogy AN, Neogi S. 1984. Biomedical Applications of Chitin and Chitosan. pp 119-133.

Albanis TA, Hela DG, Sakellarides TM, Danis TG. 2000. Removal of Dyes From Aqueous Solution by Adsorption on Mixtures of Fly Ash and Soil in Batch and Column Techniques. Global Nest: the International Journal.2(3):237-244.

Annadurai G, Chellapandian M, Krishnan M R V. 1999. Adsorption Of Reactive Dye On Chitin. Environmental Monitoring and Assessment 59: 111-119.

Anónimo, 2004. Desarrollo de adsorbentes para la remoción de metales pesados en efluentes industriales. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://strix.ciens.ucv.ve/~ccpetpeq/V6.htm>

[Revisado el 2 de septiembre de 2004].

Anónimo, 2005. Diseño de experimentos. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://www.chemkeys.com>

[Revisado el 25 de septiembre de 2005].

Anónimo, 2007. Plomo. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://www.Lenntech.com/periodic-chart-elements/Pb-en.htm>

[Revisado el 4 de septiembre de 2007].

Anónimo, 2007. Cadmio. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://www.Lenntech.com/periodic-chart-elements/Cd-en.htm>

[Revisado el 4 de septiembre de 2007].

Anónimo, 2007. Zinc. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://www.Lenntech.com/periodic-chart-elements/Zn-en.htm>

[Revisado el 4 de septiembre de 2007].

Anónimo, 2007. Peltre. [internet]. Disponible en el sitio de red:

<http://es.wikipedia.org/wiki/Peltre>

[Revisado el 4 de septiembre de 2007].

Baer DR. 1984. Aplicación de Colorantes Fabricación de Colorantes y de Intermediarios de Colorantes. En Manual de Riegel de Química Industrial, Kent JA (ed). Latinoamericana:México, pp.709-760.

Bassi R, Prasher SO, Simpson. 2000. Renoval of Selected Metal Ions from Aqueous Solutions Using Chitosan Flakes. *Separation Science and Tecnology* 35(4):547-560.

Biesheuvel PM, Cohen MA. 2004. Electrostatic Free Energy of Weadly Charged Macromolecules in Solution and Intermacromolecular Complexes Consisting of Oppositely Charged Polymers. *Langmuir* 20:2785-2791.

Blackburn RS. 2004. Natural Polysaccharides and Their Interactions with Dye Molecules: Applications in Effluent Treatment. *Environmental Science and Technology* 38:4905-4909.

Bohórquez A. 2005. Politécnico Colombiano Jaime Isaza, Cadavid, Medellín Colombia.

Disponible en el sitio de red

www.monografias.com/trabajos16/contaminación-textil.shtml

[Revisado el 10 de abril de 2005]

Brescia F. 1977. *Química*. Nueva Editorial Interamericana S.A: México: pp 654.

Brown TL, LeMay HE, Bursten BE. 1998. *Materiales Modernos*. En *Química La Ciencia Central*, Prentice Hal: México, pp 423-447.

Chang R. 1999. *Relaciones periódicas entre los elementos*. En *Química*. McGRAW-Hill Companies Inc: México, pp 287-299.

Chaplin, M. 2002. Introduction to Polysaccharides. [Internet]

South Bank University. Disponible en el sitio de red:

<http://www.sbu.ac.uk/water/hypol.html>

[Revisado el 1 de Junio de 2003]

Chauveauc L. 2004. El agua: un recurso escaso que debe conservarse. En Riesgos ecológicos Una amenaza evitable? Lucena N, Alboukrek A (eds). Larousse:México pp28-29.

Chaveauc L. 2004. La contaminación de las aguas dulces. En Riesgos ecológicos Una amenaza evitable?, Lucena N, Alboukrek A (eds). Larousse:México pp32-35.

Chen L, Chen D, Wu C. 2003. A New Approach for the Flocculation Mechanism of Chitosan. Journal of Polymers and the Environment 11(3):87-92.

Coffin DR, Fishman M L. 1998. Mechanical, microstructural and solubility properties of Pectin/Poly (vinyl alcohol) blends. Carbohydrate Polymers 35:195-203.

Constenía D, Ponce AG, Lozano JE. 2002. Effect of Pomace Drying on Apple Pectin. Lebensm.-Wiss.u.-Technol 35:216-221.

Demyanovich PD.1997. Production Of Pectin Substances For Medical Prophylactic Prescriptions. [Internet]

Kyrgyz-Russian Slavic University. Disponible en el sitio de red:

[http://www.tech-db.ru/istc/db/pru.nsf/watt/5029~RTF/\\$file/Pra5029.DOC](http://www.tech-db.ru/istc/db/pru.nsf/watt/5029~RTF/$file/Pra5029.DOC)

[Revisado el 1 de junio de 2003]

Debbaudt A, Zalba M, Ferreira ML, Gschaider ME. 2001. Theoretical and experimental study of Pb^{2+} and Hg^{2+} adsorption on biopolymers, 2a. Experimental part. *Macromolecular Bioscience* 6 (1):249-257.

Deorkar NV, Tavlarides LL. 1998. An Adsorption Process for Metal Recovery From Acid Mine Waste: The Berkeley Pit Problem. *Environmental Progress* 17(2):120-125.

Devore G. 1970. Color y constitución. En *Química Orgánica*, Muñoz E (ed). Publicaciones Cultural, S.A.México pp 643-652

De Yao K, Liu J, Cheng GX, Lu XD, Tu HL, López JA. 1996. Swelling Behavior of Pectin/Chitosan Complex Films. *Journal of Applied Polymer Science* 60:279-283.

De Yao K, Tu H, Cheng F, Zhang JW, Liu J. 1997. pH-Sensitivity of the Swelling of a Chitosan-Pectin Polyelectrolyte Complex. *Die Angewandte Makromolekulare Chemistry* 245:63-72.

Dronnet VM, Renard CM, Axelos MA, Thibault JF. 1996. Characterization and selectivity of divalent Metal Ions Binding by Citrus and Sugar-Beet Pectins. *Carbohydrate Polymers* 30: 253-264

Edwards C. J. 2000. *Investigation of Color Removal by Chemical Oxidation for Three Dyes And Spent Textile Dye Wastewater*. Thesis (Master of Science). Faculty of Virginia Polytechnic Institute.

Encarta. 2005. Biblioteca de Consulta. [CDROM] Microsoft

Endress H-U. 1991. Nonfood Uses of Pectin. In *The Chemistry and Technology of Pectin*, Walter RH (ed). Academic Press, Inc pp 251-268.

Enkerlin EC, Cano G, Garza RA, Vogel E. 1997. Suelo y Agua. En *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*, Enkerlin E, Cano G, Garza RA, Vogel E (eds). International Thomson Editores: México pp 235-261.

Enkerlin EC, Cano G, Garza RA, Vogel E. 1997. Contaminación del agua. En *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*, Enkerlin E, Cano G, Garza RA, Vogel E (eds). International Thomson Editores: México pp 401-413.

EPA Office Of Compliance Sector Notebook Project. 1997. Profile Of The Textile Industry.. Disponible en el sitio de red:

<http://www.clu-in.org/download/toolkit/textilsn.pdf>

[Revisado el 1 de Junio de 2003].

Ericsson J. 1993. La contaminación de las aguas. En Un mundo en Desequilibrio La contaminación de nuestro planeta. MacGRAW-Hill/Interamericana de España: Madrid, pp 49-63.

Ferreira ML, Gschaidner ME. 2001. Theoretical and Experimental Study of Pb^{2+} and Hg^{2+} Adsorption on Biopolymers, 1. Macromolecular Bioscience 1:233-248.

Figueiredo SA, Boaventura RA, Loureiro JM. 2000. Color removal with natural adsorbents: modeling, simulation and experimental. Separation and Purification Technology 20:129-141.

Fogarty WM, Ward O P. 1972. Pectin Substances and Pectinolytic Enzymes. Process Biochemistry 7(8):13-17.

Fukuda H, Kikuchi Y. 1977. Polyelectrolyte Complexo f Sodium Dextran Sulfate with Chitosan, 2*. Makromolekular Chemerical 178:2895-2899.

Goycoolea F,Cárdenas A. 2001. Propiedades Gelificantes de la Pectina del Nopal. XXV Premio Nacional de Ciencia y Tecnología de Alimentos 2001[Internet]

www.ciad.mx/boletin/sep-oct-01/boletin5.pdf

[Revisado 15 Agosto de 2004].

Hao, OJ, Kimi HK, Chiang PC. 2000. Decolorization of wastewater. *Critical reviews in environmental science and technology* 30(4):449-505.

Henry JG, Heinke GW. 1996. Residuos peligrosos. En *Ingeniería Ambiental*, Roig PE (ed). Prentice Hall Hispanoamericana, S.A.:México pp 620-683.

Hennen W.J. 1996. Chitosan: A Brief History. Ed. Woodland Publishing Inc. pp 3-15.

Hiorth M, Kjoniksen A-L, Knudsen KD, Sande, SA, Nyström B. 2005. Structural and dynamical properties of aqueous mixtures of pectin and Chitosan. *European Polymer Journal* 41:1718-1728.

Hoagland PD, Parris N. 1996. Chitosan/Pectin Laminated Films. *Journal of Agriculture Food Chemistry* 44:1915-1919.

Hulburt P, Tanaka AJ, Skorynama Y, Moore SC, Stara JF, Stara JR. 1977. Pectin. *Environmental Research* 14 (2):128.

Izumrudov VA, Galaev IY, Mattiasson B. 1999. Polycomplexes-potential for bioseparation. *Bioseparation* 7:207-220.

Juang R, Wu F, Tseng R. 2002. Use Of Chemically Modified Chitosan Beads For Sorption And Enzyme Immobilization. *Advances in Environmental Research* 6:171-177.

Juang R-S, Shao H-J. 2002. Effect of pH on Competitive Adsorption of Cu (II), Ni(II), and Zn(II) from Water onto Chitosan Beads. *Adsorption* 8(1):71-78.

Karthikeyan G, Anbalagan K y Muthulakshmi Andal N. 2004. Adsorption dynamics and equilibrium studies of Zn(II) onto Chitosan. *Journal of Chemistry Science* 116(2):119-127.

Kaplan, Kim. 2001. ARS Busca Socios para la Producción de la Pectina y Otras Tecnologías. [Internet].

Agricultural Research Service. Disponible en el sitio de red:

<http://ott.ars.usda.gov/>

[Revisado el 13 de Agosto de 2004].

Kannan N, Meenakshisundaram M. 2002. Adsorption of Congo Red on Various Activated Carbons. *Water, Air and Soil Pollution* 138:289-305.

Knorr D. 1991. Recovery and Utilization of Chitin and Chitosan in Food Processing Waste Management. *Food Technology* 114-122.

Lasko CL, Hurts MP. 1999. An Investigation into the Use of Chitosan for the Removal of Soluble Silver from Industrial Wastewater. *Environmental Science and Technology* 33:3622-3626.

Lehninger, AL.1991.El origen de la vida. En *Bioquímica: Las Bases Moleculares de la Estructura y Función*. Ediciones Omega: Barcelona 1060-1061.

Longhinotti E, Pozza F, Furlan L, Sanchez M N M, Klug M, Laranjeira, Fávere V T. 1998. Adsorption Of Anionic Dyes On The Biopolymer Chitin, *Journal of. Braziliam Chemical Society* 9(5) 435-440.

López-Munguía A, Brito E, Galindo E. 1993. Biopolímeros. En *Biotecnología Alimentaria*, García M,Quintero R, López-Munguía A (eds). Limusa: México, pp 423.

Markovska L, MeshkoV.Noveski V. Marinkovski M. 2001. Solid diffusion control of the adsorption of basic dyes onto granular activated carbon and natural zeolite in fixed bed columns. *Journal Serbian Chemistry Society* 66(7):463-475.

Marmion DM. 1984. Certified Colors. In *Handbook of U.S Colorants for foods, drugs, and cosmetics*. Wiley-Interscience: USA, pp 35-55.

Marudova M, MacDougall AJ, Ring SG. 2004. Pectin-chitosan interactions and gel formation. *Carbohydrate Research* 339:1933-1939.

Mathur KN, Narang CK. 1990. Chitin and Chitosan, Versatile Polysaccharides from Marine Animals. *Journal of Chemical Education* 67(11):938-942.

Mathias LJ. 2004. Polímeros naturales. [Internet]. Disponible en el sitio de red: <http://www.psrc.usm.edu/spanish/natupoly.htm>
[Revisado el 29 de agosto de 2004].

McKay G, Porter JF, Prasad GR. 1999. The Removal Of Dye Colours From Aqueous Solutions By Adsorption On Low-Cost Materials. *Water, Air, and Soil Pollution* 114:423-438.

Mitani T, Ishii H. 1997. Synthesis of chitosan-amino acid and chitosan-peptide conjugates and their use in heavy metal uptake. In *Chitin Handbook*, Muzarrelli R.A. and Peer MG (eds). European Chitin Society. Pp.77-83.

Monroy J, Moreno R, Pedroza R, Pietrin F, Aguilar E, Castrezana M. 1990. Obtención de Pectinas. El Aprovechamiento de Subproductos Agroindustriales. *CONACYT*. 12(168) 37-39.

Monteiro Jr OA, Aioldi C. 1998. Some Thermodynamic Data on Copper –Chitin and Copper-Chitosan Biopolymer Interactions. *Journal of Colloid and Interface Science* 212:212-219.

Moreno R, Devars S. 1999. Abundancia de los metales pesados en la biosfera. En: Contaminación Ambiental por Metales pesados Impacto en los Seres Vivos, Cervantes C y Moreno R (eds). A.G.T.Editor,S.A.: México, pp 1- 10.

Moreno R, Díaz-Barriaga F, Devars S. 1999. Mecanismo de Toxicidad y de Tolerancia a los Metales. En: Contaminación Ambiental por Metales pesados Impacto en los Seres Vivos, Cervantes C y Moreno R (eds).A.G.T.Editor,S.A.: México, pp 17 y 18.

Moreno MD. 2003. Metales. En Toxicología Ambiental Evaluación de riesgos para la salud humana. McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U: España, pp 198-234.

Morris GA, Foster TJ, Harding SE. 2001. A hydrodynamic study of the depolymerisation of a high methoxyl pectin at elevated temperatures. Carbohydrate Polymers 48:361-367.

Muzzarelli RA. 1983. Chitin and Its Derivatives: New Trends of Applied Research. Carbohydrate Polymers 3:53-75.

Nakajima A, Shinoda K. 1977. Complex Formation between Oppositely Charged Polysaccharides. Journal of Colloid and Interface Science 55(1):126-132.

Nakajima A, Shinoda K. 1977. Permeation Properties of Glycol Chitosan-Mucopolysaccharide Complex Membranes. Journal of Applied Polymer Science 21:1249-1255.

Nebel BJ, Wright RT. 1999. Contaminación por productos químicos peligrosos. En Ciencias Ambientales Ecología y desarrollo sostenible. Prentice Hall Hispanoamericana, S.A. México: pp 345-369.

Nicol S. 1991. Life after death for empty shells. New Scientist 9 February. Pp 46-48.

Nordby MH, Kjoniksen AL, Nystrom, Roots J. 2003. Thermoreversible Gelation of Aqueous Mixtures of Pectin and Chitosan Rheology. Biomacromolecules 4:337-343.

NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996].

Onsoyen E, Skaugrud O. 1990. Metal Recovery Using Chitosan. Journal of Chemistry Technology and Biotechnology 49:395-404.

Park GI, Park HS, Woo SI. 1999. Influence of pH on the Adsorption of Uranium Ions by Oxidized Activated Carbon and Chitosan. Separation Science and Technology 34(5):833-854.

Pernat M. 1997. Los Colorantes. En El Tejido: El Proceso Industrial Textil, de la Materia Prima a los Acabados de las Telas. Estudios Ediciones y Medios, S.L.[CDROM]

Rae IB, Gibb SW. 2003. Removal of metals from aqueous solutions using natural chitinous materials. Environmental Research Institute of the North Highland College, UHI Millennium Institute, Castle Street, Thurso, Caithness, KW14 7JD, UK.

Ravi Kumar M.N.V. 2000. A review of chitin and chitosan applications. *Reactive and Functional Polymers* 46:1-27.

Regalado E, Soto T, Barbarín J, Alcalá M. 2004. Remoción de metales pesados en aguas residuales mediante agentes químicos. Departamento de Ingeniería Química de la Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. *Ingenierías*. 7(23):220-223.

Robinson T, McMullan G, Marchant R, Nigan P. 2001. Remediation Of Dyes In Textile Effluent:a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology* 77:247-255.

Salazar R Y. 2001. *Elaboración de Complejos Polielectrolitos a partir de Pectina y Quitosan y su posible Aplicación en Tecnología Ambiental*. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

Saliba R, Gauthier H, Gauthier R, Petit-Ramel M. 2000. Adsorption of Copper (II) and Chromium (III) Ions onto Amidoximated Cellulose. *Journal of Applied Polymer Science* 75:1624-1631.

Sandford P.A. 1989. Advances in Chitin and Chitosan: Comercial Uses and Potencial Applications. Elsevier, New York. pp.51-67.

Schatz C, Bionaz A, Lucas J-M, Pichot C, Viton C, Domard A. 2005. Fotmation of Polyelectrolyte Complex Particles from Self-Complexation of N-Sulfated Chitosan. Biomacromolecules A-F.

Schubert D.2000. IC-13Textile Finishing Industry Assessment of environmental release to chemicals from the textile finishing industry. Disponible en el sitio de red:

www.oekapro.de/bilder/ESD-TEXTILE.PDF

[Revisado el 29 de enero de 2005]

Shui Wai Lin Ho. 1998. Método económico para separar metales pesados del agua. Investigación y Desarrollo. Periodismo de Ciencia y Tecnología.

Sigma-Aldrich Co, 2004. Biopolymers: Polymers Manufacturing. [Internet].Disponible en el sitio de red:

<http://www.Sigma-Aldrich.com>

[Revisado el 16 Agosto de 2004].

Singh DK, Ray AR. 2000. Biomedical Applications of Chitin, Chitosan and Their Derivatives. Macromolecular Chemistry Physics 40(1)69-83.

Smid, J. and Fish, D. (1990) Polyelectrolytes Complexes: Encyclopedia of Polymer Science and Engineering. Wiley Interscience. pp. 785-788.

Takahashi M, Tsukamoto S, Kawaguchi A.2005.Phytoremediators from abandoned rice field. Plant Biotechnology 22(2) 167-170.

Tan S, Wang Y, Peng C, Tang Y.1998.Synthesis and Adsorption Properties for Metal Ions of Crosslinked Chitosan Acetate Crown Ethers. Journal of Applied Polymer Science 71:2069-2074.

Thünemann AF, Müller M, Dautzenberg H, Joanny J-F, Lowen H.2004. Polyelectrolyte Complexes. Advance Polymer Science 166:113-171.

Trepani V. 2000. Disponible en el sitio de red:

http://www.vicentetrapani.com/gest_amb/Informe%20industria%20Feb00.html

[Revisado el 20 Febrero de 2005]

Uniplom. 2007. Plomo. Disponible en el sitio de red:

www.confemetal.es/uniplom/propiedades.htm

[Revisado el 4 Septiembre de 2007]

Volesky B, Holan ZR.1995. Biosorption of Heavy Metals.Biotechnology Program 11:235-350-

Vullo D.2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente.

Walter RH.1991. Function of pectin in plant tissue structure and firmness. In The chemistry and technology of pectin. Walter, RH (ed.)Academia Press. San Diego, pp1-22.

Wan Ngah WS, Liang KH. 1999. Adsorption of Gold (III) Ion onto Chitosan and N-Carboxymethyl Chitosan: Equilibrium Studies. Industrial. Engineering. Chemistry. Research 38:1411-1414.

Willet JL.1995. Complexes of Oppositely Charged Ionic Starches. Starch/Stärke 47(1) 29-32.

Willmott N, Guthrie J, Nelson G. 1998. The biotechnology approach to colour removal from textile effluent. Journal of the Society of Dyers and Colourists 114:38-41.

Xu Z, Bae W, Mulchandani A, Mehra RK, Chen W. 2002.Heavy metal removal by novel CBD-EC20 sorbents immobilized on cellulose. Department of Chemical and Environmental Engineering and Environmental Toxicology Program, University of California, Riverside, California, USA.

Zhang X, Bai R.2003.Mechanisms and kinetics of humic acid adsorption onto chitosan-coated granules. Journal of Colloid and Interface Science 264:30-38.

RESUMEN CURRICULAR

Ruby Yarisol Salazar Alpuche

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con Especialidad en Biotecnología

Tesis: APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS Y COLORANTES A NIVEL LABORATORIO

Campo de Estudio: Ciencias del Ambiente

Datos Personales: Nacido en Mérida, Yucatán el 7 de Noviembre de 1973, hija de M.C. Eddie Salazar Gamboa y Profra. Ruby E. Alpuche Cámara.

Educación: Egresado del Tecnológico de Mérida, grado obtenido Ingeniero Bioquímico en 1999. Obtención del grado de Maestro en Ciencias con especialidad en Microbiología en la Universidad Autónoma de Nuevo León en 2001.

Experiencia Profesional: Investigador de Tiempo Completo de la Universidad Autónoma de Nuevo León desde 2002.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
OFICINA DEL ABOGADO GENERAL

M.C. Ruby Y. Salazar Alpuerto

Oficio No. OAG-652/2002.

A LA C. DRA. KATIUSHKA ARÉVALO NIÑO
Presente.-

Por medio del presente, me permito remitir a Usted copia simple del certificado de acuse de recibo registrado(s): NL/2002/000122, del folio No.476 de fecha 20 de Junio del presente año, mismo que fue recibido por la oficina a mi cargo en fecha 01 de Julio del año en mención, el cual fue expedido por la Dirección Divisional de Oficinas Regionales Titular de la Oficina Regional Zona Norte de la Coordinación Departamental de Inventiones y Servicios de Información Tecnológica del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial, respecto de la patente denominada "Procedimiento para remover metales pesados y sólidos mediante el acomplejamiento de polielectrolitos biodegradables (pectina y quitosán)", misma que se encuentra registrada ante dicho Instituto bajo el expediente número NL/a/2002/000016, a fin notificar la solicitud presentada el 27 de Mayo del presente año estableciendo que se tiene por satisfecho el estado de forma señalado por la Ley de la Propiedad Industrial y su Reglamento; En la inteligencia de que habiéndose cumplido el examen de forma, quedara sujeto únicamente para el examen de fondo, por dicho Instituto.

Sin otro particular, reitero a Usted las seguridades de mi más atenta y distinguida consideración.

Atentamente
Alere flammam veritatis
Ciudad Universitaria a 10 de Julio de 2002.
EL ABOGADO GENERAL.


Dr. José Esteban ARGÜELLES

c.c.p. Dr. Luis J. Galda Wong, Dr. Carlos Eduardo Hernández Luna y M.C. Ruby Yansol Salazar Alpuerto Investigadora.
c.c.p. Archivo ctm* CIBRA.

Torre de Rectoría 4° piso
Ciudad Universitaria C.P. 66451
San Nicolás de los Garza
Nuevo León, México
tel. 8329 4021 + 8352 2916
Fax: 8329 4021 Ext. 5099
Internet: www.uanl.mx/org/abogral/index.html

Certificado de acuse
de recibo registro(s):
NL/2002/000123

DIRECCION DIVISIONAL DE OFICINAS
REGIONALES
TITULAR DE LA OFICINA REGIONAL ZONA NORTE
COORDINACION DEPARTAMENTAL DE
INVENCIONES Y SERVICIOS DE INFORMACION
TECNOLOGICA
Expediente de Patente de Invención Normal
NL/a/2002/000016

Asunto: Resultado del Examen de Forma.

México, D.F., a 20 de junio de 2002

JAIME J. GUTIERREZ ARGUELLES
Apoderado de
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON,
Torre de Rectoría 4º Piso, Oficina del Abogado General
Ciudad Universitaria
66451, SAN NICOLAS DE LOS GARZA, Nuevo León

No. de Folio: 476

RECIBI ORIGINAL

Nombre:

Fecha: 1- julio - 2002

Firma:

REF: Se da acuse de recibo a su Solicitud presentada el 27/05/2002.

Se tiene por satisfecho el examen de forma señalado por la Ley de la Propiedad Industrial y su Reglamento.

El suscrito firma el presente oficio con fundamento en los artículos 6º fracciones III, XI y XII y 7º bis 2 de la Ley de la Propiedad Industrial; 1º, 3º, 4º, 7º fracciones III, V, IX, XV y XVI, 8º fracciones I, II, III, IV y V, 11, 12 fracciones I, II, III, IV y VI del Reglamento del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial (D.O.F. 14/12/1999); 1º, 3º, 5º, 11º fracciones III, V, IX y XVI, 12º fracción II, 15º y 16º fracciones I, II, III, IV y VI del Estatuto Orgánico del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial (D.O.F. 27/12/1999); 1º, 2º y 5º inciso(s) e), antepenúltimo y penúltimo párrafo de este artículo, así como el artículo 13º incisos a) y b) y último párrafo del mismo artículo, del acuerdo que delega facultades en los Directores Generales Adjuntos, Directores Divisionales, Titulares de las Oficinas Regionales, Subdirectores Divisionales, Coordinadores Departamentales y otros subalternos del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial (D.O.F. 04/02/2000); y artículo 4º del Acuerdo por el que se determinan la organización, funciones y circunscripción territorial de las Oficinas Regionales del IMPI (D.O.F. 07/04/2000).

A T E N T A M E N T E
LA COORDINADORA DEPARTAMENTAL


ING. ADRIANA RIVERA JIMENEZ

ARJ/ATT/2002

RESUMEN

Proceso para remover metales pesados y sólidos en suspensión, mediante la aplicación de una solución de polielectrolito catiónico como el quitosan y otra de polielectrolito aniónico como la pectina, las cuales al interactuar y actuar en sinergia, forman un Complejo Polielectrolito (CPE) en el cual quedan atrapados los metales pesados presentes en efluentes contaminados; así mismo la metodología puede ser utilizada para remover partículas y clarificar en efluentes contaminados de origen industrial y/o domésticos, industria farmacéutica y de alimentos. Una de las ventajas de utilizar este tipo de proceso es el uso de productos biodegradables y abundantes en la naturaleza.





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
OFICINA DEL ABOGADO GENERAL

20 MAY 2002
Escritura

Oficio OAG-530/2002.

AL C. JAIME R. QUINTANILLA MARTÍNEZ
TESORERO GENERAL DE LA U.A.N.L.
Presente.-

Por medio del presente y en relación al oficio OAG-341/2002 de fecha 11 de Abril del presente año; me permito remitir a la Dependencia a su cargo los documentos comprobantes del pago correspondiente al cheque certificado por la cantidad de \$ 3,172.00 (TRES MIL CIENTO SETENTA Y DOS PESOS 00/100 M.N.), el cual fue expedido a favor de la INSTITUTO MEXICANO DE LA PROPIEDAD INDUSTRIAL, por concepto de trámite de registro de la patente denominada: "PROCEDIMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS Y SÓLIDOS, MEDIANTE EL ACOMPLEJAMIENTO DE POLIELECTRÓLITOS BIODEGRADABLES (PECTINA Y QUITOSAN)", cuyos inventores son : DRA KATIUSHKA ARÉVALO NIÑO, DR. LUIS J. GALÁN WONG, DR. CARLOS HERNÁNDEZ LUNA Y M.C. RUBÍ YARISOL SALAZAR ALPUCHE. Para lo cual anexo al mismo original del pago realizado ante el Banco Scotiabank Inverlat copias simples del oficio en referencia, así como del formato único de Ingresos por servicios que expide el Instituto en mención I.M.P.I. Lo anterior con el fin de liberar el pagaré correspondiente por dicho concepto.



Sin otro particular de momento, le reitero las seguridades de mi más atenta y distinguida consideración.

Atentamente,
Alere flammam veritatis
Cd. Universitaria, a 28 de Mayo de 2002.
EL ABOGADO GENERAL

LIC. JAÍME J. GUTIÉRREZ ARGÜELLES

28 MAY 2002

c.c.p. Dr. Luis J. Galán Wong/ Rector de la U.A.N.L.
c.c.p. CP. Ignacio Flores Dávila/Contralor de la U.A.N.L.
c.c.p. CP. Martha Nora Álvarez Garza/ Auditora General de la U.A.N.L.
c.c.p. Dra. Katiushka Arevalo Niño, Dr. Luis J. Galán Wong, Dr. Carlos Hernández Luna y M.C. Rubí Yarisol Salazar Alpuche.
/ Investigadores.
c.c.p. Archivo. *E.R.R.A.

Torre de Rectoría 4º piso
Ciudad Universitaria C.P. 66451
San Nicolás de los Garza
Nuevo León, México
☎ 8329 4021 • 8352 2916
Fax: 8329 4021 Ext. 5099
Internet: www.unil.mx/ocq/abogad/index.html

Recibido
Nelly Luzana
28-05-2002





<input checked="" type="checkbox"/> Solicitud de Patente <input type="checkbox"/> Solicitud de Registro de Modelo de Utilidad <input type="checkbox"/> Solicitud de Registro de Diseño Industrial <input type="checkbox"/> Modelo: <input type="checkbox"/> Dibujo	Uso exclusivo Delegaciones y Subdelegaciones de SECOFI y	Uso exclusivo del IMPI
	INSTITUTO MEXICANO DE LA PROPIEDAD INDUSTRIAL Dirección Divisinal de Patentes	
E-Pediente: NL/a/2002/000122 Fecha: 27/MAY/2002 Hora: 11:55 Folio: NL/E/2002/000122		No. de expediente No. de folio de entrada Fecha y hora de presentación



Antes de iniciar la traza sea las consideraciones generales al trámite

DATOS DEL (DE LOS) SOLICITANTE(S)	
<input type="checkbox"/> El solicitante es el inventor(*)	<input checked="" type="checkbox"/> El solicitante es el causahabiente
1) Nombre (es): UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN 2) Nacionalidad (es): MEXICANA 3) Domicilio, calle, número, colonia y código postal: AV. PEDRO DE ALVA S/N, TORRE DE RECTORÍA, 4º PISO, OFICINA DEL ABOGADO GENERAL, CIUDAD UNIVERSITARIA, C.P. 66451 Población, Estado y País: SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NUEVO LEÓN, MÉXICO 4) Teléfono (clave): 018-3294021 5) Fax (clave): 018-3294021 EXT. 5099	

DATOS DEL (DE LOS) INVENTOR(ES)	
6) Nombre (s): DRA. KATIUSIKA AREVALO NINO, DR. LUIS J. GALÁN WONG, DR. CARLOS EDUARDO HERNÁNDEZ LUÑA Y M.C. RUBY YARISOL SALAZAR ALPUCHE 7) Nacionalidad (es): MEXICANA, MEXICANO, MEXICANO, MEXICANA 8) Domicilio, calle, número, colonia y código postal: CALLE DECIMA TERCERA No. 231 COLONIA RESIDENCIAL ANAMUAC, C.P. 66457, MAYAPAN 617 COL. LOMAS DE ANAHUAC, C.P. 64260, VALLE DE LOS REYES 342 COL. VALLE DEL COUNTRY C.P. 67174 Y DEL AGUACATE 190, COL. CIPRESSES RESIDENCIAL, C.P. 66414, CONSECUTIVAMENTE Población, Estado y País: SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, MONTERREY, GUADALUPE, SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NUEVO LEÓN, MÉXICO, CONSECUTIVAMENTE 9) Teléfono (clave): 018-3528388 10) Fax (clave):	

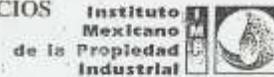
DATOS DEL (DE LOS) APODERADO(S)	
11) Nombre (s): LIC. JAIME J. GUTIERREZ ARGUELLES	12) R.G.P.
13) Domicilio, calle, número, colonia y código postal: AV. PEDRO DE ALVA S/N, TORRE DE RECTORÍA 4º PISO, OFICINA DEL ABOGADO GENERAL, CD. UNIVERSITARIA, C.P. 66451 Población, Estado y País: SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, N.L., MÉXICO 14) Teléfono (clave): 018-3294021 15) Fax (clave): 018-3294021 EXT. 5099 16) Personas Autorizadas:	

17) Denominación o Título de la Invención: "PROCEDIMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS Y SÓLIDOS, MEDIANTE EL ACOMPLAJAMIENTO DE POLIELECTROLITOS BIODEGRADABLES (PECTINA Y QUITOSAN)"

18) Fecha de divulgación previa Día Mes Año	19) Clasificación Internacional uso exclusivo del IMPI
20) Divisinal de la solicitud	21) Fecha de presentación Día Mes Año
22) Prioridad Reclamada: País	Figura jurídica Fecha de presentación Día Mes Año No. de serie

FORMATO UNICO DE INGRESOS POR SERVICIOS

ESTE FORMATO ES DE DISTRIBUCION GRATUITA



INSTITUTO MEXICANO DE LA PROPIEDAD INDUSTRIAL
CALLE JARDINES DEL PEDREGAL
DELEG. ALVARO OBREGON
04000 MEXICO, D.F.

NUMERO DE FOLIO 1886780001	NUMERO DE SOLICITUD	NO. PATENTE, REGISTRO O PUBLICACION
<input checked="" type="checkbox"/> PATENTE	<input type="checkbox"/> CERTIFICADO DE INVENCIÓN	<input type="checkbox"/> NOMBRE COMERCIAL
<input type="checkbox"/> MODELO DE UTILIDAD	<input type="checkbox"/> MARCA	<input type="checkbox"/> DENOMINACION DE ORIGEN
<input type="checkbox"/> DISEÑO INDUSTRIAL	<input type="checkbox"/> AVISO COMERCIAL	<input type="checkbox"/> OTROS

R.F.C. IMP 91111 983



FOM-14/03/14 MEXICO, S.A. de Inversión (S de CV) - Sucursal de México - Oficina de Atención al Cliente - Calle de la Universidad 1475, Col. Jardines del Pedregal, Delegación Álvaro Obregón, México, D.F. 04000. Teléfono: 52 55 5611 1000. Fax: 52 55 5611 1001. Correo Electrónico: info@impi.gob.mx

CONCEPTO	ARTICULO TARIFA	DIGITO TARIFA	IMPORTE
PRESENTACION DE SOLICITUD DE PATENTE; EXAMEN DE FORMA Y EXAMEN DE FONDO; DE LA PATENTE DENOMINADA: "PROCEDIMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS Y SOLIDOS, MEDIANTE EL ACOMPLEJAMIENTO DE POLIELECTROLITOS BIODEGRADABLES (PECTINA Y DULCOSA)"	10.	09	\$2,759.70
90% DE DESCUENTO MICRO Y PEQUEÑA EMPRESA INSTITUCIONES DE INVESTIGACION DEL SECTOR PUBLICO INSTITUCIONES EDUCATIVAS INVENTORES INDEPENDIENTES	<input checked="" type="checkbox"/>		TOTAL TARIFA \$2,759.70 RECARGOS \$ 41,520 I.V.A. \$ 41,520 TOTAL DEL PAGO \$3,172.90

DATOS DEL TITULAR O SOLICITANTE

NOMBRE: **UNIVERSIDAD AUTONOMA DE SAN NICOLAS DE LOS RIOS**
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE SAN NICOLAS DE LOS RIOS
 DOMICILIO: **CALLE DE LA UNIDAD GENERAL**
 CALLE, NUMERO, COLONIA Y CODIGO POSTAL:
D. UNIVERSARIATE, CP. 04451, SAN NICOLAS N.L.
 PAIS: MEXICO
 R.F.C.: **UNAN00112000-MEX**

USO EXCLUSIVO IMPI

FECHA DE RECEPCION: _____

LUGAR: _____
 DELEGACION: **S.E. 4 CALPI**

LUGAR: _____
 FECHA: _____



DEPOSITO EN CUENTA DE CHEQUES-MULTITRAN-CUENTA UNICA

FECHA: 10 / 05 / 2002
 NOMBRE DEL CREDITAJANTE: **LMPI**
 MONEDA: NACIONAL BOLSADES
 CUENTA NUMERO: **814557-1**

ESTADO: **PARRIS NIER**
 CLAVE MATRIZ Y SUCCURSALES: _____

NUMERO DE FOLIO: **1886780001**

A Prioritaire

TELEGRAMME
TELETYPE
FACSIMILE
TELEPHONE
FRANCE



34, chemin des Colombettes
1211 GENEVE 20, SUISSE



PCT

OFICINA DEL ABOGADO GENERAL
07 ENE 2004
RECIBIDO

PATENT COOPERATION TREATY

PCT/MX03/00044

From the INTERNATIONAL BUREAU

PCT

NOTICE INFORMING THE APPLICANT OF THE COMMUNICATION OF THE INTERNATIONAL APPLICATION TO THE DESIGNATED OFFICES

(PCT Rule 47.1(c), first sentence)

To:
GUTIERREZ ARGÜELLES, Jaime J. Av. Pedro de Alba s/n, Torre de Factoría 4º Piso, O Edificio del Abogado General, Ciudad Universitaria, C.P. 66451 San Nicolas de los Garza, N.L. MEXIQUE

Date of mailing (day/month/year) 04 December 2003 (04.12.03)		IMPORTANT NOTICE
Applicant's or agent's file reference		
International application No. PCT/MX03/00044	International filing date (day/month/year) 22 May 2003 (22.05.03)	Priority date (day/month/year) 27 May 2002 (27.05.02)
Applicant UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON et al		

1. Notice is hereby given that the International Bureau has communicated, as provided in Article 20, the international application to the following designated Offices on the date indicated above as the date of mailing of this notice:

AU, AZ, BY, CH, CN, CO, DE, DZ, EP, HU, JP, KG, KP, KR, MD, MK, MZ, RU, TM, US

In accordance with Rule 47.1(c), third sentence, those Offices will accept the present notice as conclusive evidence that the communication of the international application has duly taken place on the date of mailing indicated above and no copy of the international application is required to be furnished by the applicant to the designated Offices.

2. The following designated Offices have waived the requirement for such a communication at this time:

AE, AG, AL, AM, AP, AT, BA, BB, BG, BR, BZ, CA, CR, CU, CZ, DK, DM, EA, EC, EE, ES, FI, GB, GD, GE, GH, GM, HR, ID, IL, IN, IS, KE, KZ, LC, LK, LR, LS, LT, LU, LV, MA, MG, MN, MW, MX, NO, NZ, OA, OM, PH, PL, PT, RO, SC, SD, SE, SG, SK, SL, TJ, TN, TR, TT, TZ, UA, UG, UZ, VC, VN, YU, ZA, ZM, ZW

The communication will be made to those Offices only upon their request. Furthermore, those Offices do not require the applicant to furnish a copy of the international application (Rule 49.1(a)-(b)).

3. Enclosed with this notice is a copy of the international application as published by the International Bureau on 04 December 2003 (04.12.03) under No. WI/03/099729.

4. **TIME LIMITS for filing a demand for international preliminary examination and for entry into the national phase**

The applicable time limit for entering the national phase will, subject to what is said in the following paragraph, be 30 MONTHS from the priority date, not only in respect of any elected Office if a demand for international preliminary examination is filed before the expiration of 19 months from the priority date, but also in respect of any designated Office, in the absence of filing of such demand, where Article 22(1) as modified with effect from 1 April 2002 applies in respect of that designated Office. For further details, see *PCT Gazette* No. 44/2001 of 1 November 2001, pages 19926, 19932 and 19934, as well as the *PCT Newsletter*, October and November 2001 and February 2002 issues.

In practice, these limits—other than the 30-month time limit—will continue to apply, for various periods of time, in respect of certain designated or elected Offices. For regular updates on the applicable time limits (20, 21, 30 or 31 months, or other time limit), Office by Office, refer to the *PCT Gazette*, the *PCT Newsletter* and the *PCT Applicant's Guide*, Volume II, National Chapters, all available from WIPO's Internet site, at <http://www.wipo.int/pct/en/index.html>.

For filing a demand for international preliminary examination, see the *PCT Applicant's Guide*, Volume IA, Chapter IX. Only an applicant who is a national or resident of a PCT Contracting State which is bound by Chapter II has the right to file a demand for international preliminary examination (at present, all PCT Contracting States are bound by Chapter II).

It is the applicant's sole responsibility to monitor all these time limits.

(12) SOLICITUD INTERNACIONAL PUBLICADA EN VIRTUD DEL TRATADO DE COOPERACIÓN EN MATERIA DE PATENTES (PCT)

(19) Organización Mundial de la Propiedad Intelectual
Oficina Internacional



(43) Fecha de publicación internacional
4 de Diciembre de 2003 (04.12.2003)

PCT

(10) Número de Publicación Internacional
WO 03/099729 A1

(51) Clasificación Internacional de Patentes³: C02F 1/54
(21) Número de la solicitud internacional: PCT/MX/03/00014
(22) Fecha de presentación internacional:
22 de Mayo de 2003 (22.05.2003)
(25) Idioma de presentación: español
(26) Idioma de publicación: español
(30) Datos relativos a la prioridad:
NI/02/0000016
27 de Mayo de 2002 (27.05.2002) MX

(71) Solicitante (para todos los Estados designados salvo EE.UU.):
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
(MX/MX); Av. Pedro de Alba s/n, Ciudad Universitaria,
C.P. 66451, San Nicolás de los Garza, N.L. (MX).

(72) Inventores; e
(75) Inventores/Solicitantes (para EE.UU. solamente):
AREVALO NIÑO, Katushka (MX/MX); Calle Décima
Tercera N° 231, Colonia Residencial Anahuac, C.P. 66451,
San Nicolás de los Garza, N.L. (MX); GALAN WONG,
Luis J. (MX/MX); Calle Mayapan n° 617, Colonia La-
mas de Anahuac, C.P. 64260, San Nicolás de los Garza,
N.L. (MX); HERNANDEZ LUNA, Carlos, Eduardo
(MX/MX); Calle Valle de los Reyes n°342, Colonia
Valle del Country, C.P.67174, Guadalupe, N.L. (MX);
SALAZAR ALPUCHE, Ruby Yarosl (MX/MX); Calle

del Aguate No. 150, Colonia Cipreses Residencial, C.P.
66414, San Nicolás de los Garza, N.L. (MX).

(74) Mandatario: GUTIERREZ ARGÜELLES, Jaime J.,
Av. Pedro de Alba s/n, Torre de Rectoría 4°Piso, O, ficina
del Abogado General, Ciudad Universitaria, C.P. 66451,
San Nicolás de los Garza, N.L. (MX).

(81) Estados designados (nacional): AE, AG, AI, AM, AT,
AU, AZ, BA, BB, BG, BR, BY, BZ, CA, CH, CN, CO, CR,
CU, CZ, DE, DK, DM, DZ, EC, EE, ES, FI, GB, GD, GE,
GH, GM, GR, GT, GU, HK, HN, IL, IN, IS, JP, KE, KG, KP, KR,
KZ, LC, LK, LR, LS, LU, LV, MA, MD, MG, MK,
MN, MW, MX, MZ, NO, NZ, OM, PA, PE, PG, PH, PL,
PT, RO, RU, SC, SD, SE, SG, SK, SL, TJ, TM, TN, TR, TT, TZ, UA,
UG, US, UZ, VC, VN, YU, ZA, ZM, ZW.

(84) Estados designados (regional): patente ARIPO (GH, GM,
KE, LS, MW, MZ, SD, SI, SZ, TZ, UG, ZM, ZW), patente
europea (AM, AZ, BY, KG, KZ, MD, RU, TJ, TM),
patente europea (AT, BE, BG, CH, CY, CZ, DE, DK, EE,
ES, FI, FR, GB, GR, HU, IE, IT, LU, NL, PT, RO, SI,
SK, TR), patente OAPI (BF, BI, CH, CO, CI, CM, GA,
GN, GQ, GW, ML, MR, NE, SN, TD, TG).

Publicada:
con informe de búsqueda internacional

Para códigos de dos letras y otras abreviaturas, véase la sección
"Glosario Niza en Codes and Abbreviations" que aparece al
principio de cada número regular de la Gaceta del PCT.



03/099729 A1

(54) Title: METHOD OF REMOVING HEAVY METALS AND SOLIDS BY COMPLEXING BIODEGRADABLE POLYELECTROLYTES (PECTIN AND CHITOSAN)

(54) Título: PROCEDIMIENTO PARA REMOVER METALES PESADOS Y SÓLIDOS, MEDIANTE EL ACOMPLEJAMIENTO DE POLIELECTROLITOS BIODEGRADABLES (PECTINA Y QUITOSAN)

(55) Abstract: The invention relates to a method of removing suspended heavy metals and solids through the application of a cationic polyelectrolyte solution, such as chitosan, and an anionic polyelectrolyte solution, such as pectin. When said solutions interact and act in synergy, they form a polyelectrolyte complex (PEC) which traps therein the heavy metals contained in contaminated waste. In this way, the invention can be used to remove and purify particles contained in industrial and/or domestic waste, in the pharmaceutical and food industries. Said invention affords the advantage of using products which are biodegradable and abundant in nature.

(57) Resumen: P... para remover metales pesados y sólidos en suspensión, mediante la aplicación de una solución de polielectrolito catiónico como el quitosano y otra de polielectrolito aniónico como la pectina, los cuales al interactuar y actuar en sinergia...



Volume 118, Supplement 1, August 2005

ISSN 0168-1656

Journal of **BIOTECHNOLOGY**

Bringing Genomes to Life



Abstracts of the
12th European Congress on Biotechnology
August 21–24, 2005
Copenhagen, Denmark

www.elsevier.com/locate/jbiotec

Journal of BIOTECHNOLOGY

Chief Editor
A. PÜHLER, Universität Bielefeld,
Universitätsstraße 25, D-33615 Bielefeld, Germany
Tel.: +49 521 1065607; Fax: +49 521 1065626.

Associate Editors
Physiology/Biochemistry: H. Schwab, Graz, Austria
Nucleic Acids/Molecular Biology: H. Blöcker,
Braunschweig, Germany
Biochemical Engineering/Bioprocess Engineering:
F. Sreenc, St. Paul, MN, USA
Industrial Processes/New Products:
M.J.T. Carrondo, Oeiras, Portugal
Medical Biotechnology:
M. Fussenegger, Zurich, Switzerland
Regional Editor Japan
Y. Imanaka, Kyoto, Japan

AIMS AND SCOPE

The Journal provides a medium for the rapid publication of both full-length articles and short communications on all aspects of biotechnology. The Journal will accept papers ranging from genetic or molecular biological positions to those covering biochemical, chemical or bioprocess engineering aspects as well as computer application of new software concepts, provided that in each case the material is directly relevant to biotechnological systems. Papers presenting information of a multidisciplinary nature that would not be suitable for publication in a journal devoted to a single discipline, are particularly welcome. The following is an outline of the areas covered by the Journal:

Nucleic Acids/Molecular Biology: Novel contributions in the general area of Nucleic Acids/Molecular Biology will be considered. This includes studies for the physical and functional characterization of genomes, studies on the expression of genomic information in cellular and cell-free systems, the development and application of technologies for the detection of single molecules and molecular interactions (molecular recognition), the development and application of strategies towards the identification of biotechnologically interesting new compounds via chemical synthesis (combinatorial strategies in particular), molecular design and evolution, as well as molecular bioinformatics. The development of automated systems for the above mentioned fields may be of particular interest.

Physiology/Biochemistry: This section covers biochemical and physiological studies of metabolism and enzymes as relevant to product formation including intermediary metabolism of micro-organisms, tissue culture cells and cell-free systems; bioregulatory investigations at the molecular level including transcription/translation control and growth/product-synthesis relationships; design and engineering of products by molecular strategies with emphasis on protein/enzyme engineering and modification; quality improvement of non-protein products; engineering of cellular modification and transport systems such as post-translational protein modifications as well as protein and metabolite secretion; novel (molecular) strategies of screening for new or modified products (e.g. pharmaceuticals, bioactive compounds, enzymes) including applications based on directed evolution and combinatorial strategies.

Biochemical Engineering/Bioprocess Engineering: This section includes studies on transport phenomena, reaction kinetics, design of reactors, downstream operations and software applications as well as research on cellular biology and physiology in biochemical processes employing enzymes, microorganisms, mammalian cells, plant cells and tissue. Of special interest is the rational manipulation of reactions through metabolic engineering techniques, the design of specific biocatalysts, or specific reactor operations that lead to biomaterials with unique properties. The use of a quantitative framework for the description of the processes to enhance the understanding of the experimental data is encouraged.

Industrial Processes/New Products: Articles describing the design, simulation, experimental testing/validation and economic evaluation of novel processes using biotechnological approaches, their products or devices constitute the area of interest of this section. Papers dealing with biologically based process integration with clear rational approaches to design and evaluation are particularly welcome; similarly, products and devices should be interpreted in the broadest sense and use or integrate different technologies, as long as the core technology and/or the design rationale are biologically or biochemically based.

Medical Biotechnology: Manuscripts submitted for the *Medical Biotechnology* section are expected to put current progress in life sciences and life technologies into therapeutic perspective. Medical Biotechnology is covering pioneering activities related to molecular diagnostics and drug discovery, genetic and protein-based vaccines, gene therapy, tissue engineering, stem cell biology, cancer markers and therapeutics, drugs and drug targets for treatment of human pathologies, metabolic and infectious diseases and molecular characterization of viral, bacterial and parasitic infections.

© The paper used in this publication meets the requirements of ANSI/NISO Z39.48-1992 (Permanence of Paper).

Printed in the United Kingdom

Jo
B
Volu

Chief
A. PÜ

Assoc
H. SC
H. BL
F. SRI
M.J.T.
M. FU

Regio
T. IM

EL
Amst

ustria

ring:

on all
those
twine
oting
single

All be
ion of
ion of
tegies
itorial
ant of

iss as
ll-free
owth/
otein/
cation
novel
ymes)

action
iology
ue. Of
secific
itative
ged.

n and
e arsa
hes to
sense
ally or

gress
ivities
ering,
abolic

Journal of BIOTECHNOLOGY

Volume 118 (2005)

Chief Editor
A. FÜHLER

Associate Editors
H. SCHWAB
H. BLÖCKER
F. SRIENC
M.J.T. CARRONDO
M. FUSSENEGGER

Regional Editor
T. IMANAKA



ELSEVIER

Amsterdam—Boston—London—New York—Oxford—Paris—Philadelphia—San Diego—St. Louis—Tokyo

EDITORIAL BOARD

F. Adlercreutz, Lund, Sweden
M. Aizawa, Tokyo, Japan
A.W. Alfermans, Düsseldorf, Germany
W. Ansoerge, Heidelberg, Germany
F.A.M. Asselbergs, Basel, Switzerland
N. Benvenisty, Jerusalem, Israel
M. Betenbaugh, Baltimore, MD, USA
J.M.S. Cabral, Lisbon, Portugal
Y. Chisti, Palmerston North, New Zealand
W.-D. Deckwer, Braunschweig, Germany
B.W. Dijkstra, Groningen, The Netherlands
M. Domach, Pittsburgh, PA, USA
P.M. Doran, Sydney, Australia
L. Eberl, Freising, Germany
M.W. Fowler, Sheffield, UK
Ch. Hatzis, San Diego, CA, USA
H. Hauser, Braunschweig, Germany
M. Hjortso, Baton Rouge, FL, USA
A. Jungbauer, Vienna, Austria
H. Kaufmann, Biberach an der Riss, Germany

D.S. Kompala, Boulder, CO, USA
N. Mermod, Lausanne, Switzerland
D. Neri, Zürich, Switzerland
E.T. Papoutsakis, Evanston, IL, USA
S.B. Petersen, Aalborg, Denmark
U. Pettersson, Uppsala, Sweden
W.J. Quax, Groningen, The Netherlands
R. Rigler, Stockholm, Sweden
M. Sára, Vienna, Austria
T. Scheper, Hannover, Germany
R.D. Schmid, Stuttgart, Germany
P. Seebeger, Zürich, Switzerland
B. Sonnleitner, Winterthur, Switzerland
W. Steiner, Graz, Austria
G. Stephanopoulos, Cambridge, MA, USA
C.M. Thomas, Birmingham, UK
M. Uhlen, Stockholm, Sweden
L. Viikari, FIN-02044, Finland
R. Wilson, St. Louis, MO, USA

Cited in: Biological Abstracts; Biological & Agricultural Index; Cambridge Scientific Abstracts; Chemical Abstracts; Elsevier BIOBASE/Current Awareness in Biological Sciences; Current Contents (Agriculture, Biology & Environmental Sciences); EMBASE/Excerpta Medica; Index Medicus

Available online at www.sciencedirect.com

SCIENCE @ DIRECT®

Bringing Genomes to Life

ng terms

isher and
emotional
opies for

: 853333,
m/locate/

Dumers,
ry Rapid
00. Other

stitutions.

port of an

or by any

liability,
in,
should be

stitute a

ial Sales,

ario, The
(+1) (212)
fig. 1-9-15
evier.com.
(+44) (20)



Abstracts of the

12th European Congress on Biotechnology
August 21-24, 2005
Copenhagen, Denmark



est maximal sorption capacity was found for yeasts *Cryptococcus* sp. WT and *Rh. carassilensis* 1195. These cultures also demonstrated the high sorption affinity, which makes them especially efficient biosorbents at low concentrations of lead ions. The high efficiency of lead elution was shown with 0.1N EDTA.

EB25

Isolation and identification of marine bacteria from deep-sea sediments *Eir Maar¹, Gary Brunsbach¹, Vicki Webb³, Helev Neri², Phil Sutrow²*: ¹Macros Biotechnology, National Institute for Water and Atmospheric Research Ltd., Kihimie, Wellington, New Zealand; ²Oceanography, National Institute for Water and Atmospheric Research Ltd., Kihimie, Wellington, New Zealand

Marine sediments were obtained using a piston corer with associated trigger core (0.5 m, 0.06 m diameter). Cores were collected from depths of 270 to 3911 m, along Norfolk Ridge and across Challenger Plateau. Sediments ranged from coarse calcareous sands in the north to sandy and silty hemipelagic mud with increasing depth and latitude. All samples sites underlie subtropical surface water masses associated with, and south of, the Tasman Front. Sediment samples were aseptically taken from the triggers cores upon recovery. Samples were stored in sterile tubes at 4 °C on board the vessel for 3–17 days. The core samples were plated on several different agar types and incubated aerobically for 4 weeks at 16 °C. Individual colonies were sub-cultured and purified using standard microbiological techniques. Morphological and molecular taxonomy revealed that the bacteria isolated from the sediments were closely related to *Novosphingomonas*, *Halomonas*, *Stappia*, *Glaciecola*, *Pseudotremomonas* and *Leucovorhokielia*. Phylogenetic trees constructed using 16S rRNA gene sequence data showed that two other isolates were unrelated to known genera. The bacterial isolates are currently being investigated for their biotechnological potential.

EB26

Biodegradation kinetics of olive oil mill wastewater by loofa immobilized *Phanerochaete chrysosporium* *Mojtaba Ahmadi, Farzaneh Vahabzadeh, Babak Bonakdarpour* Food Process Engineering and Biotechnology Research Center, Department of Chemical Engineering Amirkabir University of Technology Tehran, Iran. E-mail: far@aut.ac.ir (M. Ahmadi)

Olive oil mill wastewater (OMW) as the effluent of the concern of olive industry has high organic load. The conventional biological treatments despite of their simplicity and rather suitable performance are ineffective for the OMW treatment since phenolics possess antimicrobial activity. In order to carry out a proper treatment on OMW, use of microorganism able to degrade the phenolics thus, is necessary. The ability of *Phanerochaete chrysosporium* immobilized on loofa was studied. The basal mineral salt solution along with glucose, ammonium sulfate and yeast extract were used to dilute OMW properly. The fungus did not grow on the concentrated OMW. Therefore, OMW diluted by 20% was used through this study. The extent of removal in this biotreatment, of total phenolics (TP) and COD were 90 and 50%, respectively. While the color and aromaticity decreased by 60 and 95%, respectively. The kinetic behavior of the loofa immobilized fungus was found to follow Monod equation. The maximum growth rate was 0.045 h^{-1} while the Monod constant based on the consumed TP and COD (mg/L) were 370 and 6900, respectively.

EB27

Removal of Remazol Brilliant Blue R (RBBR) from aqueous solutions by adsorption of polyelectrolyte complex *Ruby Y. Salazar, Christine Guajardo, Luis J. Galán, Syed H. Imran, Kallista Arévalo* Instituto de Biotecnología, F.C.B., UANL. Ciudad universitaria, San Nicolás de los Garza, N.L. Mx

The control of water pollution has become of increasing importance in recent years. The release of dyes into the environment constitutes only a small proportion of water pollution, but dyes are visible in small quantities due to their brilliance. Many dyes are difficult to decolorise due to their complex structure and synthetic origin. The adsorption of reactive dye Remazol Brilliant Blue R (RBBR) on polyelectrolyte complex (PEC) was studied in a batch system. The adsorption parameters determined were: effect of the different values of pH on the adsorption of dye by PEC, and the effect of contact time on the amount of RBBR adsorbed (in mg g^{-1}). The data indicates that the adsorption capacity of RBBR by PEC is dependent on pH. The maximum adsorption at 50 ppm was 88.52% equal to $11.8 \text{ mg of dye/g of polymer}$. The results show a tendency towards greater adsorption for reactive dyes (pH range of 8–12). The effect of contact time was studied at initial concentration (50 ppm) of dye, the amount of RBBR adsorbed for these PEC increased and reached a constant value with the increase in contact time. The increase in the extent of removal of dye after 15 min of contact time is less and hence it is fixed as the optimum contact time. The PEC show their capacity to remove RBBR to aqueous solutions by adsorption.

EB28

Essential role of Mg^{2+} in flocculation of yeast *Hansenula* *Chikizo Onishi, Satoshi Baba* Department of Chemistry, Faculty of Education, Kagawa University, Takamatsu 760-8522, Japan. E-mail: onishihar@ed.kagawa-u.ac.jp (H. Nishihara)

Flocculation of *Saccharomyces cerevisiae* (*Hansenula*) IFO1958 was studied. Cells of IFO 1958 did not flocculate even in the stationary phase without Mg^{2+} (" Mg^{2+} -deficient cells") although they began to flocculate strongly 18h after inoculation in the presence of Mg^{2+} ("complete cells"). Cycloheximide completely inhibited induction of flocc-forming ability of " Mg^{2+} -deficient cells". Co-flocculation between "complete cells" and " Mg^{2+} -deficient cells" was investigated by chemical modification. Treatment of " Mg^{2+} -deficient cells" by proteolytic enzymes did not affect the co-flocculation with "complete cells". Photo-oxidation or mercaptoethanol-reduction of " Mg^{2+} -deficient cells" failed to weaken the co-flocculation with "complete cells" while treatment of " Mg^{2+} -deficient cells" by periodate brought about a significant loss of the co-flocculation. On the contrary, "complete cells" deflocculated by proteolysis or chemical modification of proteinaceous component failed to co-flocculate with " Mg^{2+} -deficient cells". These findings suggest that " Mg^{2+} -deficient cells" are non-flocculent because of lack of proteinaceous component essential for flocculation of cells of IFO 1958.

EB29

Evolution of the microbial community and its role in Toscano tobacco fermentation *M. Pizzino, D. Silvestro, M. Di Girolamo, D. Parente* R&D Biology Department, British American Tobacco Italia, Naples 80126, Italy

The industrial Toscano cigar production starts with the dark fermented Kentucky tobacco fermentation process. During this phase

strong
yeast
range
commu
as fer
the mi
on the
fermen
yeasts
is parti
tial ge
micro:
bial sp
attribu
levels.
micro:
and as
ment
comm
molec
on bot
titled b
the rol
a preli

EB30

Devele
M. Piz
mann
Scient
tion P
Candid
matta

Bl
yeast;
micro:
recent
the cit
food
Be cau
quite
benze
sars. F
our lab
ing. In
dehyd
bon to
The ge
micro:
died d
modif
was pi
the en
whole

EB31

Study
for ob

Dirección Adjunta: CIENCIA
 Responsable de la Información: Inocencio Higuera Ciapara
 Última actualización: 17/11/2005



Consolidación Institucional
Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica

- I. FÍSICO MATEMÁTICAS Y CIENCIAS DE LA TIERRA
- II. BIOLOGÍA Y QUÍMICA
- III. MEDICINA Y CIENCIAS DE LA SALUD
- IV. HUMANIDADES Y CIENCIAS DE LA CONDUCTA
- V. CIENCIAS SOCIALES
- VI. BIOTECNOLOGÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS
- VII. INGENIERIAS

FÍSICO MATEMÁTICAS Y CIENCIAS DE LA TIERRA (11 revistas)					
NOMBRE DE LA REVISTA	ORGANISMO QUE LA PUBLICA	EDITOR	TELÉFONO	FAX	E - MAIL
ATMÓSFERA	Centro de Ciencias de la Atmósfera - UNAM	Dr. Julián Adem	56224074	56160789	raue@ccaunam.atmosfcu.un
BOLETÍN DE LA SOCIEDAD MATEMÁTICA MEXICANA	Sociedad Matemática Mexicana	Dres. Mónica Clapp y Enrique Ramirez de Arellano	50613860 y 50613870	50613876 y 57477104	smm@smm.org.mx perla@smm.org.mx bsmm@math.cinvestav.mx
CIENCIAS MARINAS	Instituto de Investigaciones Oceanológicas - UABC	Dr. Isai Pacheco Ruiz	(646)174-54-51	(646)174-53-03	cmarinas@uabc.mx
GEOFÍSICA INTERNACIONAL	Instituto de Geofísica - UNAM	Dra. Cinna Lomnitz	56224115	56502486	secedit@geofisica.unam.mx
INVESTIGACIONES GEOGRÁFICAS, BOLETÍN DEL INSTITUTO DE GEOGRAFÍA	Instituto de Geografía - UNAM	Dra. Teresa Reyna Trujillo	56224333 ext.44833	56162145	edito@igiris.igeograf.unam.r
MEXICANA DE FÍSICA	Sociedad Mexicana de Física	Mtra. Carmen Sisneros Guadño	56224840	56224840	mf@smf76.ciencias.unam.r

INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL	Centro de Ciencias de la Atmósfera	Dr. Carlos Gay García	56224074	56160789	editorial@atmosfera.unam.mx
REVISTA MEXICANA DE ASTRONOMÍA Y ASTROFÍSICA	Instituto de Astronomía - UNAM	M. en C. M. en C. Christine Allen	56223940	56160653	rmaa@astroscu.unam.mx chris@astroscu.unam.mx
REVISTA MEXICANA DE CIENCIAS GEOLÓGICAS	Instituto de Geología - UNAM, Sociedad Geológica Mexicana, A. C.	Dr. Luca Ferrari Pedraglio	56234116 ext. 118	56234100 o (44) 42381100	publigl@geologia.igeolcu.unam.mx
TERRA	Sociedad Mexicana de las Ciencias del Suelo, A. C.	Dr. Antonio Vázquez Alarcón	(595) 95 2-17-21	(595) 95 2-17-21	terra@correo.chapingo.mx smcs@taurus1.chapingo.mx
UNIVERSIDAD Y CIENCIA	Universidad Juárez Autónoma de Tabasco	Dr. Alberto de Jesús Sánchez Martínez	(99) 33 12 72 10	(99) 33 12 72 10	ciencia.dip@ujat.mx
II BIOLOGÍA Y QUÍMICA (10 revistas)					
NOMBRE DE LA REVISTA	ORGANISMO QUE LA PUBLICA	EDITOR	TELÉFONO	FAX	E - MAIL
ACTA BOTÁNICA MEXICANA	Instituto de Ecología, A. C.	Dr. Jerzy Rzedowski Rotter	(434)2-2698	(434)2-2699	murillom@ecologia.edu.mx
ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (NUEVA SERIE)	Instituto de Ecología, A. C.	Dr. Pedro Reyes Castillo	(228)842-1800 Ext. 4108 842-18-63	(228)8-18-78-09	azm@ecologia.edu.mx
BIOQUIMIA	Asociación Mexicana de Bioquímica Clínica	M. en C. Martha Sánchez Rodríguez	56878539 y 55430030	56878539 y 55430030	ambcli@prodigy.net.mx
BOLETÍN DE LA SOCIEDAD BOTÁNICA DE MÉXICO	Sociedad Botánica de México, A.C.	Dr. Jorge Arturo Meave del Castillo	56224835 y 56224828	56224835 y 56224828	jamdc@hp.fciencias.unam.mx
BOTÁNICA, ANALES DEL INSTITUTO DE BIOLOGÍA	Instituto de Biología - UNAM	Dra. Virginia Leon	56229067	55503639	sac@ibiologia.unam.mx vleon@ibiologia.unam.mx
FOLIA ENTOMOLÓGICA MEXICANA	Sociedad Mexicana de Entomología, A. C.	Dr. Sergio Ibáñez-Bernal	(228) 8421800 ext.4112	(228) 8421800 ext.4111	folia@ecologia.edu.mx ibanez@ecologia.edu.mx
HIDROBIOLÓGICA	Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa	Dr. Abel Senties Granados	58044737	58044738	asg@xanum.uam.mx
REVISTA DE LA SOCIEDAD QUÍMICA DE MÉXICO	Sociedad Química de México, A. C.	Dr. Guillermo Delgado Lamas	56626823	56626823	delgado@servidor.unam.mx
REVISTA MEXICANA DE CIENCIAS FARMACÉUTICAS	Asociación Farmacéutica Mexicana Ac	Dra. Ma. Estela Meléndez	91832060 y 56884564	91832060 y 56884564	revistas@afmac.org.mx

http://www.conacyt.mx/consolidacion/indice_revista_2005.html

07/12/2005

MEMORIAS DIVISION DE QUIMICA AMBIENTAL



XL CONGRESO MEXICANO DE QUIMICA



SOCIEDAD QUIMICA DE MEXICO, A.C.

Morelia, Mich., México
25 - 29 de Septiembre, 2005

EDITOR

EDMUNDO ARIAS TORRES
PRESIDENTE DE LA DIVISION DE QUIMICA AMBIENTAL

CONDICIONES PARA LA REMOCIÓN DE METALES POR POLISACARIDOS

Ruby Y Salazar Alpuche, Guadalupe Rojas Verde, Miriam Rutiaga Quiñones, Elizabeth Alemán Huerta, Katiushka Arévalo Niño.

*Instituto de Biotecnología,FCB,UANL. Av.Pedro de Alba esq.Manuel L.Barragan S/N CP66450, San Nicolás de los Garza N.L. Tél y Fax: 0183294110 ext 6415. rsalazar@fcb.uanl.mx, karevalo@csr.dsi.uanl.mx.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas es un problema medioambiental de primer orden, las principales fuentes de contaminación pueden clasificarse en urbanas, industriales y agrícolas.

La contaminación en desagües y aguas residuales por metales como: Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Fe, Ni, Pb, Zn a partir de diversos tipos de industrias existentes en México, proviene principalmente de industrias curtidoras y de galvanoplastia; sin embargo, la contaminación del agua no solamente se origina de las industrias, sino que el agua residencial contribuye en gran medida con esto, sobre todo con el uso de materiales de lavandería. En este proyecto se plantea la posibilidad de dar soluciones a la problemática ambiental causada por la contaminación que existe en los efluentes industriales, por la acumulación de metales pesados, esto a través del uso de recursos renovables específicamente los polisacáridos quitosan y pectina.

La atención en la pectina esta dada por su amplia disponibilidad a partir de desechos agrícolas no utilizados. Los grupos carboxilos que posee lo definen químicamente como un polielectrolito aniónico. En el caso del quitosan, es obtenido a través de la desacetilación de la quitina, la cual constituye el mayor componente del exoesqueleto de artrópodos marinos, insectos y hongos, además de ser el segundo polisacárido en la naturaleza después de la celulosa. Una de las propiedades más útiles del quitosan es como polímero catiónico. Por otro lado estudios preliminares realizados con la mezcla de pectina y quitosan para la remoción de metales pesados, han demostrado la capacidad del complejo polielectrolito (CPE's) de remover metales pesados'.

METODOLOGÍA

Elaboración de las disoluciones de los Polisacáridos y Metales.

Se preparan disoluciones del metal, polielectrolito aniónico y catiónico con concentración y pH conocidos, disolviendo el polímero en agua y ajustando el pH con una solución de 0.1M NaOH y 0.1M HCl¹⁰⁰.

Experimentos para evaluar el efecto del pH en la remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} .

Una solución estándar (1000 ppm) de cada metal (Ricca Chemical Company) fue utilizada para el estudio. Se llevó a cabo la dilución para obtener la concentración deseada de los metales. Los experimentos fueron realizados en un sistema por lotes de manera independiente para cada uno de los metales, en matraces de 250 mL utilizando un agitador orbital para su agitación. 50 mL de la solución del metal a evaluar a 30 ppm, se mezclaron con las dos disoluciones (pectina y quitosán) y se dejaron interactuar por espacio de 15 min. Después de la centrifugación (Beckman modelo J2-21), el sobrenadante fue analizado por espectrofotometría de absorción atómica (GBC 932 AA, número de serie 4670 IDE 335318). El efecto de la remoción del metal fue estudiado en un rango de pH entre 2-8.

El pH inicial de la solución del metal, se ajustó usando 0.1 M HCl, 0.1 M NaOH o 0.1M NH_3 . Se determinó la remoción para cada metal, calculando el porcentaje de remoción. Los experimentos fueron realizados por triplicado para su validez estadística.

Experimentos para evaluar el efecto del tiempo de agitación en la remoción de Pb^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} .

El tiempo requerido para obtener la mejor remoción de los metales, fue estudiado en un rango de tiempo de agitación de 7.5 -120 min. Esto se llevó a cabo al pH en el cual se presentó la mejor remoción para cada uno de los metales. Los experimentos fueron realizados por triplicado para su validez estadística.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Efecto del pH.

La Gráfica 1 muestra el efecto del pH en la remoción de cada metal por acción de la mezcla de biopolímeros. La máxima remoción fue encontrada a pH 2 para el Pb^{2+} y pH 4 para el Cd^{2+} y Zn^{2+} , con una remoción de 99.7, 57.47 y 64.8% respectivamente. Se observa una marcada preferencia en la remoción del Pb^{2+} , además de corroborar como el efecto del pH juega un papel importante en la captación de los metales como reportan Geun Il Park y col. en 1999, para la remoción de uranio con carbón activado.

Efecto del Tiempo de Agitación.

El efecto de la agitación en la remoción de cada metal por acción de los polisacáridos pectina y quitosán, se puede observar en la Gráfica 2. Donde el tiempo de agitación adecuado para cada metal queda establecido, siendo estos de 15, 30 y 30 minutos para el Pb^{2+} , Cd^{2+} y Zn^{2+} respectivamente; sin

embargo se sigue obteniendo una mejor remoción para el Pb^{2+} , con un tiempo muy corto de interacción, el cual es menor a los reportados para el quitosan en hojuelas. Para Pb^{2+} y Cd^{2+} , no se establece un tiempo de equilibrio en la remoción, debido a que existe diferencia entre las remociones encontradas en los tratamientos, no obstante se alcanza una remoción muy alta en los primeros 15 minutos equivalente a 29.94 ppm de las 30 ppm iniciales. Para el Zn^{2+} , se logra establecer un tiempo de equilibrio en la captación del mismo.

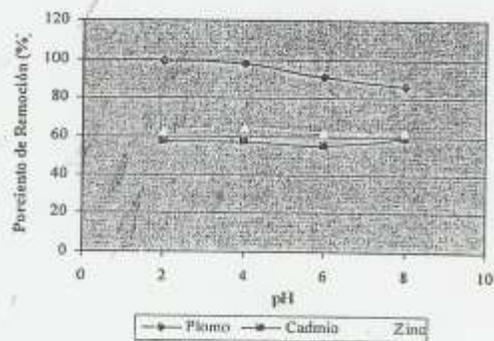


Gráfico 1. Efecto del pH en la Remoción de Metales Pesados

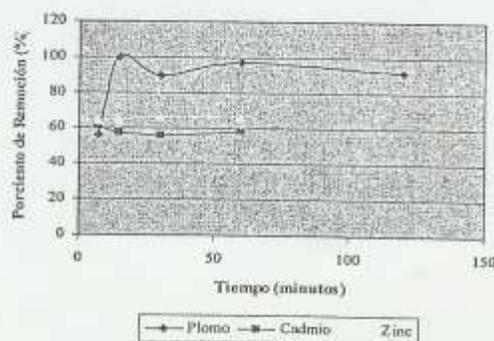


Gráfico 2. Efecto del Tiempo de Contacto en la Remoción de Metales Pesados

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran la factibilidad de utilizar esta mezcla de biopolímeros, para la remoción de metales pesados en efluentes industriales con excelentes resultados principalmente para el Pb^{2+} . Así mismo el tiempo requerido para la remoción de los metales con este sistema sería muy corto. El llevar a cabo estudios de la influencia de la concentración del metal así como la temperatura del mismo, nos indicarán la capacidad de remoción de esta mezcla.

REFERENCIAS

- 1 Salazar A , R. Y. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. 2001, 4-122.
- 2 Arévalo.K Salazar R. Galán L. Hernández C. Registro de Trámite de Patente Internacional, PCT/Mx 03/00044.
- 3 Park G, Park H S, Separation Science and Technology, 1999; 34(5): 833-855.
- 4 Bassi R, Prasher S O. Separation Science and Technology, 2000; 35(4): 547-560.

REVISTA *de la* SOCIEDAD
QUÍMICA
de MÉXICO

(*Rev. Soc. Quím. Méx.*)

XL CONGRESO MEXICANO DE QUÍMICA

XXIV CONGRESO NACIONAL
DE EDUCACIÓN QUÍMICA

Morelia, Michoacán, México
25-29 de septiembre, 2005



Páginas 1-280

ISSN 0583-7693

Rev. Soc. Quím. Méx. (Núm. Especial 4) 2005, 49
México, D.F.

REVISTA *de la* SOCIEDAD
QUÍMICA
de MÉXICO

FUNDADOR

Q. José I. Bolívar Goyanes†

EDITOR

Guillermo Delgado Lamas

CONSEJO EDITORIAL

- Francisco Bolívar Zapata • Guillermina Burillo Amezcua • Miguel Costas Basín
- Gabriel Cuevas González-Bravo • Eduardo Díaz Torres • Carl Djerassi
- Ernest L. Eliel • Nikolaus H. Fischer • Federico García Jiménez
- Ángel Guzmán Sánchez • Pedro Joseph-Nathan • Eusebio Juaristi Cosío
- Jaime Keller Torres • Víctor Manuel Loyola Vargas • Mario Molina Pasquel
- Joaquín Palacios Alquisira • Héctor Salgado Zamora • Elvira Santos de Flores
- Ratnasamy Somanathan Ramasamy • Joaquín Tamariz Mascanía
- Hugo Torrens Miquel • Luz Elena Vera Ávila • Francisco Yuste López

EDITOR TÉCNICO

Arturo Sánchez y Gándara

TIPOGRAFÍA

Eric Sánchez Romero

ASISTENCIA SECRETARIAL

Rosa Jaime Cerón • Raquel Feregrino Curiel • Lidia Hernández García

La *Revista de la Sociedad Química de México* publica preferentemente contribuciones originales de investigación en todas las ramas de la teoría y práctica de esta ciencia. Los artículos son sometidos a proceso de arbitraje del cual depende la aceptación del manuscrito para su publicación.

Indizada en Chemical Abstracts, Bioscience Information Service, Chemisches Zentralblatt, Sumario Actual de Revistas (España), Latindex, Periódica, Russian Institute of Scientific and Technical Information. Incluida en el Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT).

Las instrucciones para los autores aparecen publicadas en el número 1 de cada volumen.
El costo de la suscripción anual es de \$500.00 para la República Mexicana y \$55 USD para el extranjero.
Se distribuye gratuitamente entre los socios de la *Sociedad Química de México*.

REVISTA *de la* SOCIEDAD
QUÍMICA
de MÉXICO

Vol. 49, Núm. Especial 4, 2005



CONACYT
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología

C/183
MIÉR

CINÉTICA DE REACCIÓN DE UN PROCESO DIGESTIVO PARA EL TRATAMIENTO DE VERTIDOS

Jorge del Real O.⁽¹⁾; Francisco Prieto G.⁽²⁾; Eva M. Santos L.⁽²⁾ y Alma D. Román G.⁽²⁾

⁽¹⁾Universidad Veracruzana, ⁽²⁾Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n, Xalapa, Ver. Tel/fax (228) 8 42 27 45 E-mail: jdelreal@uv.mx

Uno de los residuos de mayor importancia ambiental en el sector Agroindustrial son los vertidos de alta carga orgánica denominados "vinazas". En el presente estudio se analiza el desempeño de un reactor biológico por lotes en el rango mesofílico de temperatura, el cual emplea un consorcio microbiano metanogénico proveniente del rumen vacuno para la degradación de las vinazas de vino. El cambio total en la DQO fue del 56.77% en 21 días de digestión. El sistema presentó un periodo entre los días 8-11 donde los cambios fueron importantes, destacando el día 11 (7.45%). Dicha disminución tan pronunciada se obtuvo también en las primeras 24 hrs. de iniciada la digestión (6.6%), lo que sugiere una buena afinidad del inóculo por el sustrato. El biogás generado presentó cambios importantes los mismos días que los de la DQO.

C/184
MIÉR

DIAGNÓSTICO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES GENERADOS EN EL MUNICIPIO DE CIUDAD NEZAHUALCÓYOTL

Martha Elena García Ruiz, Juan Manuel Moreyra Mercado, y Alicia Ramírez Ramírez

Departamento de Ingeniería Química Industrial ESQIE-IPN, Edif. 7 Unidad Profesional Adolfo López Mateos, México D. F. CP 07738, correo electrónico: megrpoli@yahoo.com.mx

Este trabajo se desarrolla en el Municipio de Ciudad Nezahualcóyotl y contempla el problema que generan los residuos sólidos municipales (RSM) de esta zona, con un enfoque técnico y de educación ambiental. En la Opción de Ingeniería Ambiental de ESQIE se promueve la participación de los pasantes para que elaboren propuestas concretas en la solución de problemas ambientales que incidan en su entorno y específicamente en su comunidad, siendo el propósito de este trabajo este caso de estudio.

Bajo esta perspectiva se analiza social y ambientalmente el estado que guarda el manejo y disposición de los RSM en este municipio, realizando la compilación de datos en campo y la determinación del pronóstico de generación por medio de la dinámica poblacional. Con éstas bases se establece una propuesta técnica y educativa para coadyuvar al control de este problema ambiental que afecta a la población del estado de México y del Distrito Federal.

C/185
MIÉR

CONDICIONES PARA REMOCIÓN DE METALES POR POLISACARIDOS

Ruby Y Salazar Alpuche, Elizabeth Alemán Huerta, Guadalupe Rojas Verde, Miriam Rutlaga Quiñones, Katiushka Arévalo Niño. 1.Instituto de Biotecnología,FCB,UANL. Av.Pedro de Alba esq.Manuel L.Barragan S/N CP66450, San Nicolás de los Garza N.L. Tel y Fax: 0183294110 ext 6415. rsalazar@fcb.uanl.mx, karevalo@ccr.dsi.uanl.mx.

El agua que procede de fuentes superficiales (mares, ríos y lagos), es objeto día a día de una severa contaminación, producto de las actividades del hombre. Actualmente se busca dar solución a dicha problemática para lo cual surgen diversas alternativas entre ellas el uso de productos que no sean tóxicos con el medio ambiente; una mezcla de biopolímeros ha sido propuesta para dar tratamiento a efluentes contaminados con metales pesados como: plomo, cadmio y zinc, por lo cual es de suma importancia estudiar el efecto de pH del contaminante, así como el tiempo requerido para que la mezcla en estudio al interactuar y formar complejos sea capaz de remover estos metales, a nivel laboratorio en disolución a una concentración de 30ppm. Las condiciones adecuadas encontradas para estos metales fueron: pH 2 y 15 min. de contacto para el plomo con una remoción de hasta 99.68% y pH 4 con 30 minutos de reacción y una máxima remoción de 61.17% y 68.53% para el Cadmio y el Zinc respectivamente.

C/186
MIÉR

CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA Y CONTENIDO DE METALES PESADOS EN DESCARGAS AL LAGO DE CUITZEO, MICHOACÁN. Ruth Alfaro Cuevas V.^{(1)*}, Raúl

Cortés Martínez^{2,3}, Ma. de Nuria Segovia Aguilar⁽⁴⁾, Marcos José Solache Ríos⁽³⁾, María del Sol Inda Magdalena⁽¹⁾. ⁽¹⁾IQB-UMSNH, ⁽²⁾CIRA-UAEMEX, ⁽³⁾ININ, ⁽⁴⁾IGFUNAM. * rvalfaro@umich.mx

Se analizaron las concentraciones de parámetros físicoquímicos y metales pesados en muestras de agua tomadas en tres corrientes contaminadas con aguas residuales que desembocan directamente al lago de Cuitzeo en Michoacán, sin ningún tipo de tratamiento. La zona está ubicada en la región norte del Estado de Michoacán y pertenece al Cinturón Neovolcánico Mexicano. Los resultados obtenidos indicaron que las tres descargas están contribuyendo en la variación de las concentraciones de algunos parámetros que afectan la calidad del agua en el lago. Se encontraron metales pesados en los tres puntos estudiados.



Universidad Nacional Autónoma de México



Universidad Autónoma de Tlaxcala



Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares

REV. INT. CONTAM. AMBIENT.

VOLUMEN 21

REVista INTERNacional
de
CONTAMinación
AMBIENTal
(INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL POLLUTION)
Desarrollo

SUPLEMENTO 1

ISSN - 0188-4999

2005

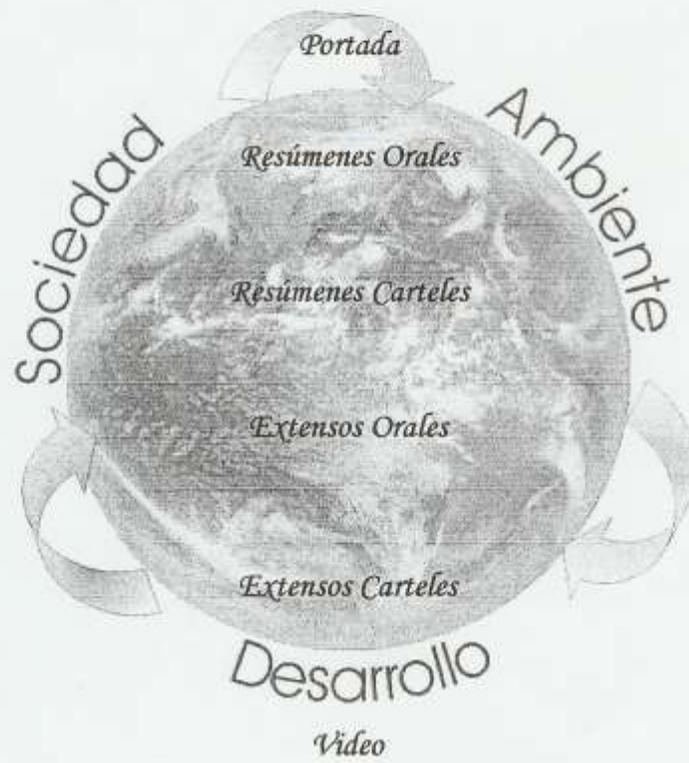


Universidad Veracruzana



Instituto Politécnico Nacional

Índice General





Chetumal, Quintana Roo, a 12 de Mayo de 2005.

Comité Científico del Congreso

Presidentes
Rafael Villalobos Pietrini (SNI-III)
y
Sandra Gómez Arroyo (SNI-II)

Revisores
Ma. Laura Ortiz Hernández
Enrique Sánchez Salinas (Morelos)
Antonio Aranda Regalado
Miguel Ángel Rico Rodríguez (Querétaro)
Gunther Geissler
Miguel Ángel Valera Pérez (Puebla)
Laura Sanpedro Rosas (Guerrero)
Gerardo Sánchez Rojas
Alberto José Gordillo Martínez (Hidalgo)
José Mariano Montiel González
Pedro Rafael Valencia Quintana (Tlaxcala)

Estimado(a) Investigador(a) de las Ciencias Ambientales
Salazar A. R. Y
Instituto de Biotecnología, FCB, UANL
Presente:

Por medio de la presente el Comité Organizador del X Congreso Nacional y IV Congreso Internacional de Ciencias Ambientales comunica a Usted que su trabajo titulado

APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO.

Después de haber sido evaluado por el Comité Científico del Congreso SI ha sido aceptado para su presentación en formato Oral en el evento siendo los autores registrados Salazar A. R. Y, Aleman H. M. E., De Luna S. E. de J, Imam. S. H., Arévalo N, K.
Sin embargo la aceptación final está condicionada al cumplimiento de las siguientes recomendaciones hechas por el comité científico: Mejore la redacción de algunos de los párrafos que actualmente resultan un tanto oscuros
La clave que le ha sido asignada para su rápida ubicación en el programa científico del evento es:

TA-O-47.

Si Usted estimado(a) Investigador(a) de las ciencias ambientales está interesado en la publicación *in extenso* de su trabajo en las memorias la suplicamos enviar su documento de acuerdo con los lineamientos anexos a más tardar el **18 de mayo de 2005.**

Permítanos felicitarle por el resultado y asegurarle de antemano la más cordial bienvenida al Congreso en la Ciudad de Chetumal, Quintana Roo.

Sin más por el momento, reciba los más cordiales saludos.

Atentamente

Alberto Pereira Corona
Coordinador General del Congreso
Secretario General de la Academia Nacional de Ciencias Ambientales A. C.

Universidad de Quintana Roo
Boulevard Bahía s/a, Esq. Ignacio Comonfort, Col. Del Bosque
Código postal: 77019, Chetumal, Quintana Roo, México
Tel. (983) 835-0378 Fax: (983) 835-0396



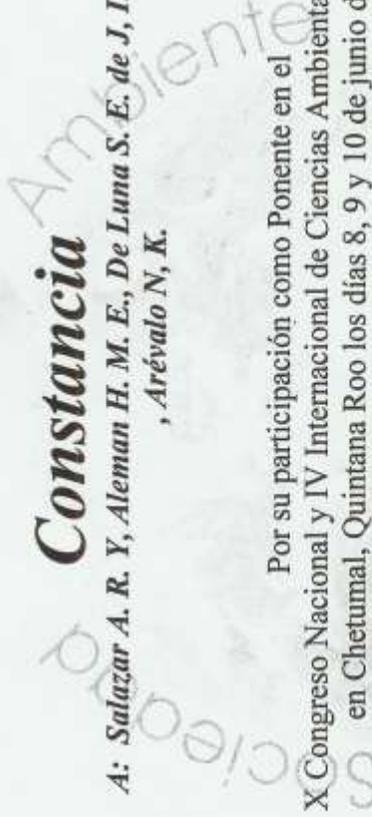
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingeniería
Academia Nacional de Ciencias Ambientales A. C.

Otorgan la presente

Constancia

A: *Salazar A. R. Y, Aleman H. M. E., De Luna S. E. de J, Imam. S. H*
, Arévalo N, K.



Por su participación como Ponente en el
X Congreso Nacional y IV Internacional de Ciencias Ambientales Celebrado
en Chetumal, Quintana Roo los días 8, 9 y 10 de junio de 2005

Con el trabajo titulado: **APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS
BIODEGRADABLES PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO.**



Chetumal, Quintana Roo 10 de junio de 2005

Nelda Xanath
Nelda Xanath Martínez Galero
Presidenta de la ANCA A. C.

Francisco J. Rosado May
Dr. Francisco J. Rosado May
Rector de la UQROO

APROVECHAMIENTO DE POLIMEROS BIODEGRADABLES PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO

Salazar A. R. Y¹, Alemán H. M. E.¹, De Luna S. E. de J¹, Imam. S. H.², Arévalo N. K.¹.

1. Instituto de Biotecnología, FCB, UANL. N.L. Mx. 2. USDA, Albany, CA. USA.
Av. Pedro de Alba esq Manuel L. Barragan S/N CP 66450, Tel: 018183294110 ext 6415,
rsalazar@fcb.uanl.mx, karevalo@ccr.dsi.uanl.mx

La capacidad de la mezcla denominada complejo polielectrolito, obtenido de la interacción de pectina (polielectrolito aniónico) y quitosán (polielectrolito catiónico) fue evaluada en función del pH, tiempo de interacción, concentración y temperatura. Se encontró que la remoción de Pb^{2+} fue decreciendo después de pH 4. Los estudios cinéticos y de equilibrio muestran que la remoción se presenta muy rápidamente y que hasta después de las 2 horas no se ha alcanzado el equilibrio, sin embargo la remoción oscila entre 90 y 99.6%. Los experimentos relacionados con las isotermas nos indican que no existe una saturación del sistema, puesto que la remoción no presenta decremento hasta las 270 ppm evaluadas, no obstante, la temperatura sí influye en la remoción, sobre todo a concentraciones de 10 y 30 ppm.

En México como a nivel mundial el problema de la contaminación ambiental ocasionada por metales pesados es un tema que ha acaparado la atención de miles de investigadores. Actualmente en México existen pocos estudios sobre la toxicidad de los metales, algunas zonas industriales que se han estudiado son la de Coatzacoalcos, Pánuco, Río Blanco, del río Amacuzac y la de Lerma en Toluca. En la mayoría de estas zonas, los valores de Pb, Cr y Hg rebasan los límites permisibles establecidos por la Environmental Protection Agency (EPA) de EUA, principalmente por las descargas originadas por refinerías y complejos industriales. La contaminación en desagües y aguas residuales por metales como: Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Fe, Ni, Pb, Zn a partir de diversos tipos de industrias existentes en México, proviene principalmente de industrias curtidoras y de galvanoplastia; sin embargo, la contaminación del agua no solamente se origina de las industrias, sino que el agua residencial contribuye en gran medida con esto, sobre todo con el uso de materiales de lavandería. En este proyecto se plantea la posibilidad de dar soluciones a la problemática ambiental causada por la contaminación que existe en los efluentes industriales; por la acumulación de metales pesados, esto a través del uso de recursos renovables específicamente los polisacáridos quitosán y pectina.

La atención en la pectina esta dada por su amplia disponibilidad a partir de desechos agrícolas no utilizados y por las propiedades químicas que se pueden obtener al controlar su grado de metilación. Los grupos carboxilos que posee lo definen químicamente como un polielectrolito aniónico. En el caso del quitosán, es obtenido a través de la desacetilación de la quitina, la cual constituye el mayor componente del exoesqueleto de artrópodos marinos, insectos y hongos, además de ser el segundo polisacárido en la naturaleza después de la celulosa. Una de las propiedades más útiles

del quitosán es la capacidad de quelación, debido a su grado de desacetilación que finalmente derivará en un quitosán como polímero catiónico. Por otro lado los complejos polielectrolitos (CPE's), se obtienen al dejar interaccionar polielectrolitos de cargas opuestas, lo cual podría resultar en un precipitado mas o menos compacto o un gel, como es el caso del gel obtenido de la interacción de las disoluciones de pectina y quitosán [1 y 2].

Entre los complejos polielectrolitos que se han estudiado se encuentra el formado por el quitosán y alginato [3].

Geun Il. Park y col. en 1999 estudiaron la influencia del pH en la adsorción de iones uranio por carbón activado y quitosán, encontrando que la adsorción en ambos es fuertemente dependiente del pH inicial de la disolución [4].

En cuanto al uso de quitosán se utilizó éste en la remoción de iones metálicos de soluciones acuosas utilizando hojuelas de quitosán. El orden de adsorción de los iones metálicos es el siguiente: cobre > plomo > cadmio > zinc. Se encontró un máximo de adsorción a pH 6 y 7 en un tiempo de contacto de 3 horas [5].

Ferreira M.L. y col. realizaron un estudio teórico y experimental de adsorción de plomo y mercurio en biopolímeros, específicamente en "pellets" de pectina y quitosán encontrando que la mezcla de los biopolímeros arroja muy buenos resultados a una concentración de 1 ppm de plomo [6].

Parte experimental

Elaboración de las soluciones de Polielectrolitos y Metales. Se preparan disoluciones del polielectrolito aniónico y catiónico con concentración y pH conocidos, disolviendo el polímero en agua y ajustando el pH con una solución de 0.1M NaOH y 0.1M HCl [1 y 7].

Experimentos para evaluar la Remoción de Pb²⁺. Una solución estándar (1000 ppm) de Pb²⁺ (Ricca Chemical Company) fue utilizada para el estudio. Se llevaron a cabo diluciones para obtener la concentración deseada de Pb²⁺. Los experimentos fueron realizados en un sistema por lotes, en matraces de 250 mL utilizando un agitador orbital para su agitación. 50 mL de la solución de Pb²⁺ a 30 ppm se mezclaron con las dos disoluciones (pectina y quitosán) y se dejaron interactuar por espacio de 15 min. Después de la centrifugación (Beckman modelo J2-21), el sobrenadante fue analizado por espectrofotometría de absorción atómica (GBC 932 AA, número de serie 4670 IDE 335318). El efecto de la remoción de Pb²⁺ fue estudiado en un rango de pH entre 2-8. El pH inicial de la solución del metal, se ajustó usando 0.1 M HCl o 0.1M NH₃. Se determinó la remoción para cada pH evaluado, calculando el porcentaje de remoción de Pb²⁺ de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{(C_0 - C) * 100}{C_0}$$

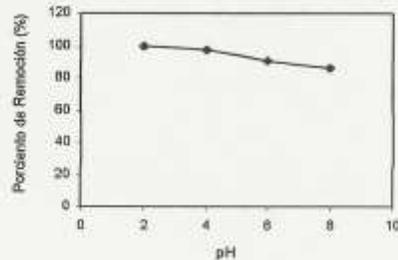
Donde C₀ es la concentración inicial de Pb²⁺ (ppm) y C es la concentración final de Pb²⁺ (ppm).

El equilibrio de la remoción del Pb^{2+} , fue estudiado en un rango de tiempo de agitación de 15-120 min, a pH 2. El estudio de las isotermas fue realizado con el pH y tiempo establecido con anterioridad, así mismo se fue variando la concentración inicial de Pb^{2+} en un rango de 10-270 ppm y evaluando tres diferentes temperaturas 25,35 y 45°C. La cantidad removida del contaminante fue obtenida en base a lo reportado por Bassi y Prasher [4].

Resultados y Discusiones

Efecto del pH. La Gráfica 1 muestra el efecto del pH en el porcentaje de remoción de Pb^{2+} por efecto de la mezcla de biopolímeros. La máxima remoción de Pb^{2+} fue encontrada a pH 2 con una remoción de 29.90 ppm de las 30 ppm iniciales y se observa como la remoción va decreciendo conforme aumenta el pH.

Gráfica 1. Efecto del pH en la remoción de Pb^{2+} .



Efecto del Tiempo de Agitación. El efecto de la agitación en la remoción de Pb^{3+} por acción de los biopolímeros pectina y quitosán, se puede observar en la Gráfica 2. Donde el tiempo de agitación al que se han llevado a cabo los estudios no es suficiente para establecer un tiempo de equilibrio en la remoción, debido a que existe diferencia entre las remociones encontradas en los tratamientos, no obstante se alcanza una remoción muy alta en los primeros 15 minutos equivalente a 29.94 ppm de las 30 ppm iniciales y la menor remoción es de 27.6 ppm a las 2 hrs de agitación.

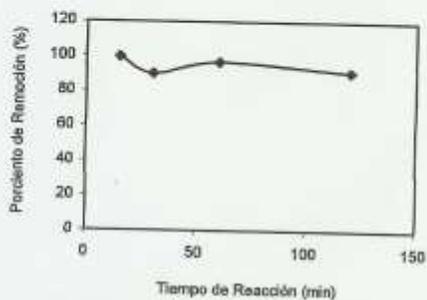


Gráfico 2. Efecto de la tiempo de agitación en la remoción del Pb^{2+} .

Estudio de las Isotermas. Se llevaron a cabo en un rango de 10-270 ppm y a tres diferentes temperaturas, observando que el efecto de la temperatura juega un papel importante sobre todo a concentraciones de 10 y 30 ppm. Podemos observar al mismo tiempo, que la remoción no ha alcanzado un equilibrio ya que esta sigue aumentando conforme aumenta la concentración obteniéndose remociones hasta de 68,8 mg de Pb^{2+} / g de biopolímero a 270 ppm.

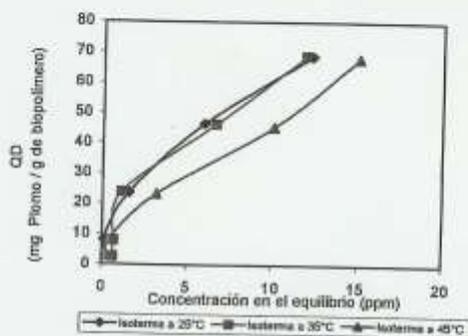


Gráfico 3. Efecto de las Isotermas en la Remoción de Pb^{2+}

Conclusiones

Los resultados obtenidos nos indican la factibilidad de utilizar esta mezcla de biopolímeros para la remoción de Pb^{2+} en efluentes industri que contengan este tipo de contaminantes. Los estudios realizados para la aplicación de la pectina y el quitosán en forma de complejos polielectrolitos, nos indican que el pH de la disolución del metal, el tiempo de agitación, la concentración y temperatura influyen en la remoción del mismo. La remoción máxima del Pb^{2+} se encontró a pH 2. La remoción de este metal se llevó a cabo muy rápido, en un tiempo de 15 minutos, sin embargo hasta los 120 minutos no se encontró un equilibrio en la remoción. Los estudios de temperatura y concentración indicaron, que existe diferencia significativa en la remoción hasta las 270 ppm, no encontrándose un punto de saturación en el sistema, así mismo la temperatura presento una mayor influencia a concentración de 10 y 30 ppm.

Referencias

- [1] Salazar- Alpuche, R. Y. (2001) Elaboración de complejos polielectrolitos a partir de pectina y quitosán y su aplicación en tecnología ambiental. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.
- [2] Nakajima, A. y K. Shinoda. 1976. Complex formation between oppositely charged polysaccharides. *J. of Colloid and Interface Science*. 55(1) 126-132.
- [3] Cárdenas A, Argüelles W, Martínez F, Higuera I. *Macromol Biosci*. 2003; 3: 535-539
- [4] Park G, Park H S. *Influene of pH on the Adsorption of Uranium Ions by Oxidized Activated Carbon and Chitosan*. *Separation Science and Technology*. 1999; 34(5): 833-855
- [5] Bassi R, Prasher S O. *Removal of Selected Metal Ions From Aqueous Solutions using Chitosan Flackes*. *Separation Science and Technology*. 2000; 35(4): 547-560
- [6] Ferreira M L, Gschaider M E. *Theoretical and Experimental Study of Pb and Hg Adsorption on Biopolymers*. *Macromol. Biosci*. 2001; 1: 249-257
- [7] Arévalo. K Salazar R. Galán L. Hernández C. Procedimiento para remover metales pesados y sólidos, mediante el acomplejamiento de polielectrolitos biodegradables (pectina-quitosán). Registro de Tramite de Patente Internacional PCT/Mx 03/00044.