

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA QUÍMICA – NÍVEL MESTRADO**

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE
COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E DO PROCESSO COMBINADO
DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO PARA
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
GALVANOPLASTIA UTILIZANDO *MORINGA OLEÍFERA***

ALVARO CESAR DIAS ALVES

TOLEDO-PR

2012

ALVARO CESAR DIAS ALVES

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE
COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E DO PROCESSO COMBINADO
DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO PARA
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
GALVANOPLASTIA UTILIZANDO *MORINGA OLEÍFERA***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de concentração em Controle de Poluição.

Orientadora: Prof. Dra. Márcia Regina Fagundes Klen

Co-orientadora: Prof. Dra. Márcia Terezinha Veit

TOLEDO-PR

2012

Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca Universitária
UNIOESTE/Campus de Toledo.

Bibliotecária: Marilene de Fátima Donadel - CRB – 9/924

A474e Alves, Alvaro Cesar Dias
Estudo da eficiência do processo de coagulação/floculação
e do combinado de coagulação/floculação/adsorção para
tratamento de águas residuárias de galvanoplastia utilizando
Moringa oleífera / Alvaro Cesar Dias Alves. -- Toledo, PR :
[s. n.], 2012.
68 f : il. (algumas color.), figs., tabs.

Orientadora: Dra. Márcia Regina Fagundes Klen
Coorientadora: Dra. Márcia Teresinha Veit
Dissertação (Mestre em Engenharia Química) -
Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Campus de Toledo.
Centro de Engenharias e Ciências Exatas.

1. Engenharia química - Dissertações 2. Efluentes
industriais - Tratamento 3. Efluentes - Indústria galvânica -
Coagulação/floculação 4. Águas residuais - Purificação 5.
Metais pesados - Remoção 6. Resíduos industriais –
Galvanoplastia 7. Efluentes - Indústria galvânica - Moringa
oleífera – Tratamento 8. Coagulação/floculação 9. Adsorção I.
Klen, Márcia Regina Fagundes, Orient. II. Veit, Márcia
Teresinha, Orient. III. T.

CDD 20. ed. 660.28423

*“Aos meus pais César e Fátima
pelo incentivo. A minha esposa
Leidi pela compreensão e a minha
pequena Laura pela alegria”.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida maravilhosa e por iluminar todos os meus caminhos.

À minha família, pelo amor, carinho e compreensão.

À professora orientadora Márcia Regina e à professora co-orientadora Márcia Veit pelo acompanhamento e orientação.

À acadêmica de iniciação científica Anandyara Ferrandin e aos colegas de mestrado Driano Rezende, Dalila Formentini e Pedro Suzaki pelas informações e contribuições nos experimentos realizados.

Aos demais professores do mestrado pelos incentivos e ensinamentos.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Meça sempre aquilo que foi feito com o que
poderia ser feito.”*

Lao Tse

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. O PROCESSO DE GALVANOPLASTIA.....	4
2.1.1. ZINCAGEM.....	7
2.1.2. COBREAGEM.....	7
2.1.3. ESTANHAGEM.....	8
2.1.4. NIQUELAGEM.....	9
2.1.5. CROMAGEM.....	9
2.2. CARACTERÍSTICAS E ORIGEM DOS EFLUENTES GALVÂNICOS.....	12
2.3. TRATAMENTO DOS EFLUENTES DA GALVANOPLASTIA.....	13
2.3.1. COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	13
2.3.1.1. COAGULANTES.....	15
2.3.2. <i>MORINGA OLEÍFERA</i>	17
2.3.3. ADSORÇÃO.....	19
2.3.3.1. BIOSSORÇÃO.....	22
2.3.3.2. BIOSSORVENTES.....	23
2.3.3.3. <i>MORINGA OLEÍFERA</i> COMO ADSORVENTE.....	24
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
3.1. COLETA DO EFLUENTE.....	26
3.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	26
3.3. PREPARO DO COAGULANTE.....	26
3.4. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	27
3.5. ENSAIO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO.....	28
3.6. PREPARO DOS ADSORVENTES.....	28
3.7. ENSAIOS DE ADSORÇÃO – TESTE CINÉTICO.....	28
3.8. ENSAIOS DE ADSORÇÃO - VARIAÇÃO DA MASSA DO ADSORVENTE.....	29
3.9. ENSAIOS DE ADSORÇÃO - VARIAÇÃO DO pH DO EFLUENTE.....	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	31
4.1. LOTES DE EFLUENTE COLETADOS.....	31
4.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	31
4.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	33
4.4. ENSAIO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO.....	45
4.4.1. TESTES CINÉTICOS.....	46
4.4.2. VARIAÇÃO DAS MASSAS.....	49
4.4.3. VARIAÇÃO DO pH.....	55

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	60
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
APÊNDICE.....	67

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma genérico de um processo de galvanoplastia.....	5
Figura 2. Modelo genérico de tanque eletrolítico	6
Figura 3. Exemplo de peças depositadas com zinco.....	7
Figura 4. Exemplo de peças depositadas com cobre	8
Figura 5. Exemplo de peças depositadas com níquel	9
Figura 6. Exemplo de peças depositadas com cromo.....	12
Figura 7. <i>Moringa oleífera</i>	19
Figura 8. Valores de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 1M	33
Figura 9. Eficiência de remoção de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 60 min	34
Figura 10. Valores de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 1M.....	35
Figura 11. Eficiência de remoção de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações de coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 45 min.....	35
Figura 12. Valores de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 1M	36
Figura 13. Eficiência de remoção de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações de coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 60 min	37
Figura 14. Valores de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M	39

Figura 15. Eficiência de remoção de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min	39
Figura 16. Valores de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M.....	40
Figura 17. Eficiência de remoção de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações de coagulante MO em NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 15 min	41
Figura 18. Valores de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M	41
Figura 19. Eficiência de remoção de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações de coagulante MO em NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min	42
Figura 20. Ensaios cinéticos para o íon Cr do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato	46
Figura 21. Ensaios cinéticos para o íon Zn do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato	47
Figura 22. Ensaios cinéticos para o íon Cu do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato	48
Figura 23. Ensaios cinéticos para o íon Ni do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato	49
Figura 24. Concentração de íon Cr do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.....	50
Figura 25. Concentração de íon Zn do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.....	50

Figura 26. Concentração de íon Cu do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.....	51
Figura 27. Concentração de íon Ni do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.....	51
Figura 28. Remoção do íon Cr do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção com vagem de moringa para diferentes pH	55
Figura 29. Remoção do íon Zn do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção com vagem de moringa para diferentes pH	55
Figura 30. Remoção do íon Cu do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção com vagem de moringa para diferentes pH	56
Figura 31. Remoção do íon Ni do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção com vagem de moringa para diferentes pH	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Aplicações dos depósitos de cromo.....	10
Tabela 2. Concentrações de coagulante utilizadas nos ensaios de coagulação/floculação.....	27
Tabela 3. Lotes de efluente coletados.....	31
Tabela 4. Caracterização do efluente bruto (Lote 1) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.....	31
Tabela 5. Caracterização do efluente bruto (Lote 2) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.....	32
Tabela 6. Caracterização do efluente bruto (Lote 3) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.....	32
Tabela 7. pH do efluente galvânico após tratamento coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO e tempos de sedimentação.....	38
Tabela 8. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico tratado nas melhores condições de coagulação/floculação com MO extraída com NaCl 1M (lote 1).....	43
Tabela 9. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico tratado nas melhores condições de coagulação/floculação com MO extraída com NaCl 0,1M (lote 2).....	44
Tabela 10. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico tratado nas melhores condições de coagulação/floculação com MO extraída com NaCl 1M (lote 3).....	44
Tabela 11. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico na adsorção para diferentes massas de vagem de moringa e tempo de contato de 6 horas após ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção.....	52
Tabela 12. Correlação de algumas propriedades físico-químicas dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni.....	54

Tabela 13. Concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico para diferentes pH com massa de vagem de moringa de 0,5 g, tempo de contato de 6 horas e eficiência de remoção da adsorção após ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção	57
Tabela A-1. Resultados consolidados dos ensaios de coagulação/floculação e ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção 67

NOMENCLATURA

MO	<i>Moringa oleífera</i>	
GMR	Gradiente de mistura rápida	rpm
GML	Gradiente de mistura lenta	rpm
TMR	Tempo de mistura rápida	min
TML	Tempo de mistura lenta	min

**ESTUDO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E DO
PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO PARA
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE GALVANOPLASTIA UTILIZANDO
*MORINGA OLEÍFERA***

AUTOR: ALVARO CESAR DIAS ALVES

ORIENTADOR: PROF. DRA. MÁRCIA REGINA FAGUNDES KLEN

Dissertação de Mestrado; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química;
Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-
000 – Toledo-PR, Brasil. 69 p.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do processo de coagulação/floculação e do processo combinado de coagulação/floculação/adsorção para tratamento de efluente líquido da indústria galvânica. Foi utilizada a semente de moringa como coagulante natural e a casca e a vagem de moringa como adsorventes. Foram avaliados os parâmetros DQO, Cor, pH, Turbidez e a concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni. Na etapa de coagulação/floculação foram utilizadas várias concentrações de moringa em solução salina de NaCl 1M e 0,1M. Na etapa do processo combinado foram utilizados os adsorventes casca e vagem de moringa para determinação do adsorvente com melhor eficiência de remoção dos metais. Também foram realizados ensaios com variação de massa do melhor adsorvente e variação do pH do efluente estudado. Os ensaios de coagulação/floculação mostraram boa eficiência de remoção dos parâmetros DQO, Cor, Turbidez e dos metais Cr, Zn, Cu e Ni utilizando semente de MO em solução salina 1M, sendo esses valores 90,49%, 78,34%, 95,13%, 25,29%, 84,30%, 51,11% e 24,74%, respectivamente. Nos ensaios de coagulação/floculação/adsorção as eficiências máximas de remoção foram 91,41% para DQO, 90,77% para Cor, 95,31% para Turbidez,

58,36% para Cr, 98,36% para Zn, 97,58% para Cu e 99,11% para Ni. Verificou-se que após o processo combinado o efluente galvânico não apresentou as características necessárias para lançamento em corpos hídricos em função da alta concentração remanescente de Cr (1907,4 mg/L), Cor (860 PtCo/L) e DQO (330 mg/L). Verificou-se que os processos de tratamento estudados demonstraram eficiência para a maioria dos parâmetros analisados, entretanto, fazem-se necessários estudar tecnologias complementares para o tratamento deste tipo de efluente com intuito de obter um efluente dentro dos padrões de lançamentos em corpos receptores.

Palavras-chave: moringa, coagulação, floculação, adsorção, efluente da indústria galvânica, remoção de metais.

**STUDY ON THE EFFICIENCY OF THE PROCESS OF COAGULATION/
FLOCCULATION AND THE COMBINED PROCESS OF COAGULATION/
FLOCCULATION/ADSORPTION FOR TREATMENT OF ELECTROPLATING
WASTEWATER USING *MORINGA OLEIFERA***

AUTHOR: ALVARO CESAR DIAS ALVES

SUPERVISOR: PROF. DRA. MÁRCIA REGINA FAGUNDES KLEN

Master Thesis; Postgraduate Program in Chemical Engineering; Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-000 – Toledo-PR, Brazil. 69 p.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the efficiency of the process of coagulation/flocculation and coagulation/flocculation/adsorption combined process for treatment of liquid effluent from the electroplating industry. Were used the moringa seed as a natural coagulant agent and moringa bark and string bean as adsorbents. Were evaluated the parameters COD, color, pH, turbidity and the concentration of metal ions Cr, Zn, Cu and Ni. In the stage of coagulation/flocculation were used several concentrations of moringa in salt solution of NaCl 1 M and 0.1M. In the stage of the combined adsorbents were used moringa bark and string beans to determine which of the adsorbent had a better removal efficiency of metals. Tests were also conducted with different ranges of mass for the best adsorbent and variation of pH of the studied effluent. Tests of coagulation/flocculation showed good removal efficiency for the parameters COD, Color, Turbidity and the metals Cr, Zn, Cu and Ni using MO seed in salt solution 1M, these values being 90.49%, 78.34%, 95.13%, 25.29%, 84.30%, 51.11% and 24.74% respectively. In the tests of coagulation/flocculation/adsorption the maximum removal efficiencies were 91.41% for COD, 90.77% for color, 95.31% for Turbidity, 58.36% for Cr, 98.36% for Zn, 97,58% for Cu and 99.11% for Ni. The

research showed that after the combined process the electroplating effluent did not present the necessary characteristics for the released in to water bodies due to the high remaining concentration of Cr (1907.4 mg/L), Color (860 PtCo/L) and COD (330 mg/L). The research for the treatment process demonstrated great effectiveness for most parameters analyzed, however, its necessary to study complementary technologies for this type of treatment effluent in order to achieve an effluent within the release standards into the water bodies.

Keywords: moringa, coagulation, flocculation, adsorption, effluent from the electroplating industry and metal removal.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a preocupação da sociedade com a conservação do meio ambiente vem crescendo significativamente, principalmente com questões referentes à qualidade dos ecossistemas aquáticos.

O aumento da população humana no planeta e o desenvolvimento tecnológico verificado no último século foram determinantes para o surgimento de novos hábitos de consumo, resultando em um aumento significativo dos recursos ambientais, dos quais se destaca a água.

Por conta das intervenções humanas, os recursos hídricos vêm sendo degradados e sua qualidade seriamente afetada, de modo que a tendência do cenário é tão preocupante que os estudiosos mais céticos não hesitam em afirmar que a escassez de água deverá se constituir num futuro próximo (NUNES, 2004).

Em geral as indústrias são responsáveis pela geração de milhões de toneladas de rejeitos sólidos, líquidos e gasosos, sendo a grande maioria nociva ao meio ambiente.

Dentre as várias atividades industriais com alto grau de impacto sobre o meio ambiente destaca-se a indústria de galvanoplastia.

A Galvanoplastia ou Galvanização é o processo em que metais são revestidos por outros mais nobres, geralmente para proteger da corrosão ou para fins estéticos ou decorativos. O processo da galvanoplastia consiste na transferência de íons a partir de um metal imerso em um substrato para outra superfície (metálica ou não), através da eletrólise (LADEIRA & PEREIRA, 2008).

Uma vez que o processo de galvanização emprega várias soluções metálicas para eletrodeposição, a indústria de galvanoplastia se apresenta como fonte altamente impactante sobre o meio ambiente, pois gera efluentes contendo metais pesados (cromo, cobre, zinco, níquel, cádmio, chumbo). Além disso, a atividade de galvanoplastia gera efluentes com volumes consideráveis que, dependendo do porte da indústria e do tamanho das seções de galvanização podem variar de 8 até 1500 m³/dia (VEIT, 2006).

Dentre os processos de tratamento para remoção de metais dissolvidos em efluentes industriais pode-se citar a precipitação química, a evaporação, a troca

iônica (adsorventes orgânicos naturais ou resinas), as tecnologias de membrana (ultrafiltração, eletrodialise e osmose inversa), os processos eletroquímicos e os de adsorção (MOREIRA, 2010).

O processo de precipitação química é o mais utilizado pelas indústrias de tratamento de superfícies (aproximadamente 75%), uma vez que se apresenta como um método relativamente simples e econômico, com o inconveniente de gerar grandes quantidades de lodo (VEIT, 2006). Apesar disso, o processo é indicado para tratamento de efluentes com concentrações de metais acima de 100 mg/L, pois em concentrações mais baixas o precipitado apresenta baixa cinética de sedimentação, havendo necessidade da adição de outros sais (como FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) ou de polieletrólitos (Costa, 1998 citado por VAZ, 2009).

Segundo VAZ (2009), a primeira etapa do tratamento de efluentes contendo metais pesados é a coagulação química, a qual provavelmente influencia de forma significativa as demais etapas de tratamento. Dada a importância deste processo de separação é fundamental estudos do comportamento dos agentes coagulantes nesta etapa.

Existem vários tipos de coagulantes de origem química e vegetal. Os principais coagulantes químicos utilizados são: policloreto de alumínio, cloreto férrico, hidroxicloreto de alumínio, sulfato de alumínio e sulfato férrico (PAVANELLI, 2001).

Algumas pesquisas têm apontado o uso de biopolímeros no tratamento de diversos tipos de efluentes, uma vez que o uso de coagulantes químicos no processo de coagulação gera um lodo químico não biodegradável.

De acordo com VAZ (2009), alguns biopolímeros estão sendo investigados mais intensamente que outros, como é o caso da *Moringa oleífera* e da Quitosana, mas, em geral, os estudos são aplicados ao tratamento de águas para fins potáveis. Assim, há lacunas sobre o conhecimento acerca da aplicação de biopolímeros, em especial os de origem vegetal, no tratamento de águas residuárias industriais.

A concentração de metais pesados nos efluentes galvânicos ainda é elevada após o tratamento primário, sendo necessário, dessa forma, uma etapa

subseqüente de tratamento para garantir que sejam alcançados os níveis de concentrações exigidos pelas leis ambientais (VAZ, 2009).

Dentro deste contexto, este trabalho tem como objetivo estudar a eficiência do processo de coagulação/floculação e do processo combinado de coagulação/floculação/adsorção para o tratamento de águas residuárias da atividade de galvanoplastia utilizando sementes e vagem de *Moringa oleífera*. Para isso foram avaliados os parâmetros DQO, DBO, pH, Cor, Turbidez e os metais pesados Cr, Ni, Cu e Zn.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O PROCESSO DE GALVANOPLASTIA

A galvanoplastia é um processo pelo qual se dá proteção superficial, por meio de processos eletroquímicos, a determinadas peças, por exemplo, espetos, grelhas, utensílios domésticos, tubos, arremates mecânicos, fazendo com que as mesmas tenham maior durabilidade. Nesse processo é feita uma eletrólise e se deposita o metal na superfície do outro para protegê-lo ou para efeito decorativo. Este procedimento é empregado para diversos fins, principalmente para proteger as superfícies metálicas contra a ação de intempéries, ataques de produtos químicos, água salgada e outros (MOREIRA, 2010).

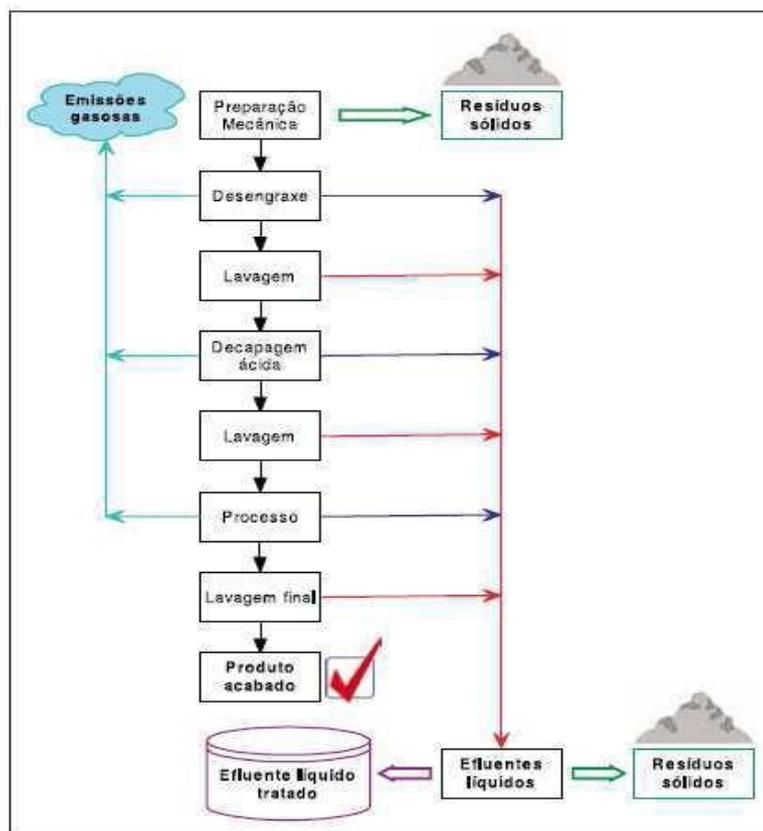
Pasqualini (2004) citado por NOGUEIRA & PASQUALETTO (2008) cita os princípios que regem a galvanoplastia:

- Princípio da Deposição Metálica: os íons metálicos que se encontram na solução eletrolítica, carregados positivamente, são transportados por átomos metálicos, através do recebimento de números de elétrons correspondentes e, sendo átomos metálicos, sob certas condições, formam uma camada metálica sobre um objeto qualquer. A deposição metálica pode ocorrer com ou sem fonte de eletricidade externa.
- Princípio da Deposição Metálica com Fonte de Energia Elétrica: onde a deposição galvânica dos metais de baseiam em fenômenos eletrolíticos através de corrente contínua;
- Princípio da Deposição Metálica sem Fonte Elétrica Externa: onde os elétrons necessários para a deposição metálica são produzidos diretamente na solução, através de uma reação química.

De acordo com VAZ (2009), o processo de galvanização envolve uma seqüência de banhos consistindo de etapas de pré-tratamento, de revestimento e de conversão de superfície ou passivação. Entre estas etapas, a peça sofre um processo de lavagem. Desta forma, são originados efluentes líquidos, emissões gasosas e resíduos sólidos que necessitam de tratamento específico.

NOGUEIRA & PASQUALETTO (2008) comentam as etapas do processo de galvanização:

- Pré-tratamento – etapa responsável por retirar as imperfeições e materiais aderidos da superfície das peças. Podendo ser realizada através do processo mecânico (jateamento, esmerilhamento, polimento, processo manual) e pelo processo químico (desengraxamento, decapagem, neutralização).
- Revestimento – consiste na deposição eletrolítica, também chamada de deposição metálica. Este processo se dá pela aderência do metal que se desprende do ânodo atravessando o banho, a qual se chama eletrólito, pela ação da eletricidade. Neste processo são usados vários tipos de metais, sendo os mais utilizados o zinco, a prata, o ouro, o cobre e o alumínio.
- Passivação – esta etapa tem por finalidade dar um acabamento à peça, tipo espelho. É muito utilizado para fabricação de peças com utilização em fins decorativos. Após passar por todas essas etapas as peças são encaminhadas para secar.

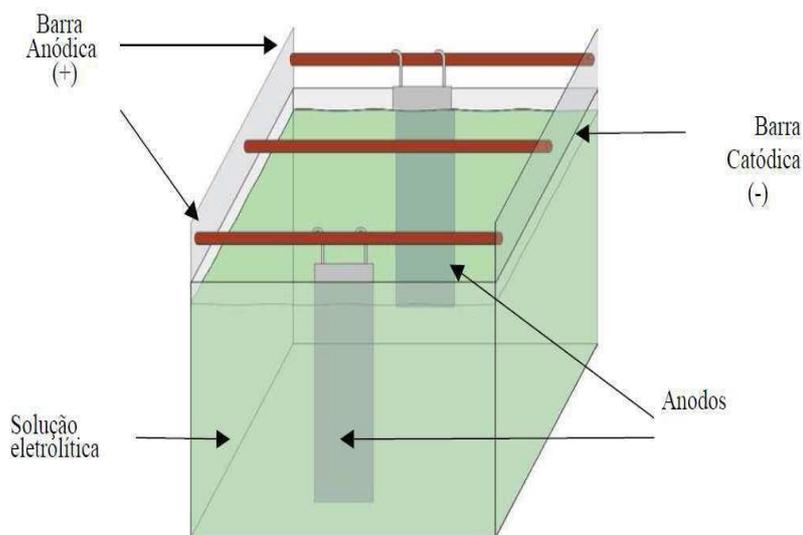


Fonte: CPRH (2001)

Figura 1. Fluxograma genérico de um processo de galvanoplastia

As reações de limpeza e revestimento das peças ocorrem em tanques, normalmente de ferro, revestido internamente com polipropileno ou PVC providos

de duas barras laterais (barra anódica) de cobre onde são posicionados os eletrodos positivos (anodos solúveis ou insolúveis), que se oxidam durante as reações. As peças (cátodo), onde ocorrem às reações de redução, são presas em suportes denominados gancheiras e dispostos em uma terceira barra metálica fixada na porção central do tanque. A Figura 2 mostra um tanque eletrolítico para revestimento de peças.



Fonte: NOGUEIRA & PASQUALETTO (2008)

Figura 2. Modelo genérico de tanque eletrolítico

Segundo PONTE (2000), a etapa da lavagem é a certeza de qualidade no processo de eletrodeposição, pois atua na diluição ou diminuição da quantidade de sais arrastados pelas peças de um banho a outro, os quais influenciam negativamente na eletrodeposição.

Entre os vários tipos de processos de tratamento de superfícies disponíveis estão a zincagem, cobreagem, estanhagem, niquelagem e cromagem. Cada um segue, após a limpeza mecânica e química da peça ou metal base, uma seqüência de banhos eletrolíticos específicos. Dependendo do tipo de acabamento metálico, efluentes líquidos com características diversas são gerados, em decorrência principalmente das águas de lavagem (VEIT, 2006).

A Companhia Pernambucana de Meio Ambiente – CPRH, em seu Roteiro Complementar de Licenciamento e Fiscalização - Tipologia Galvanoplastia, relaciona os principais processos de tratamento de superfície.

2.1.1. ZINCAGEM

A zincagem é muito empregada por ser de fácil aplicação, resultando em produtos mais baratos do que os obtidos por outros tipos de revestimentos similares. Não dá problemas de aderência. Não pode ser usado para embalagens de alimentos, pois o zinco é considerado tóxico.

Para aumentar a resistência à corrosão branca e à abrasão da camada de zinco e melhorar o seu aspecto visual, realiza-se a cromagem após a zincagem. A camada formada tem diferentes colorações, dependendo da espessura da mesma. Caracteriza-se por ser de cor iridiscente.

A aplicação da camada de zinco pode ser feita eletroliticamente ou quimicamente (zincagem a fogo), sendo esta última feita a altas temperaturas (em torno de 500°C). Por esse motivo, a zincagem eletrolítica é feita quando a peça sofre deformações quando aquecida.



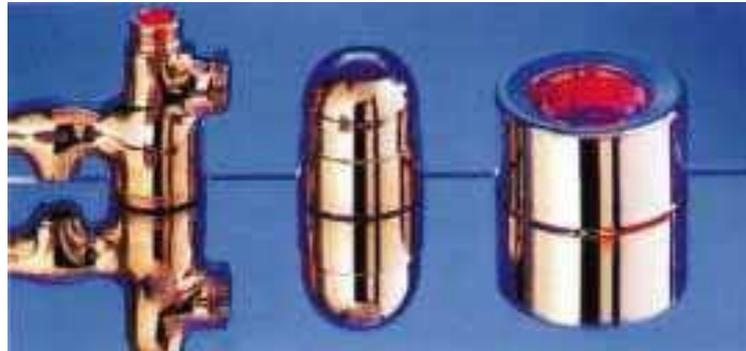
Fonte: CPRH (2001)

Figura 3. Exemplo de peças depositadas com zinco

2.1.2. COBREAGEM

O cobre é utilizado em galvanoplastia como camada intermediária de outros revestimentos, principalmente sobre aço. Sobre a camada de cobre faz-se a niquelação (deposição de níquel), seguida ou não pela cromagem (deposição de cromo). A camada de cobre é utilizada por poder ser polida mais facilmente

que o aço, eliminando, assim, as imperfeições superficiais. Exemplo de peças cobreadas são apresentadas na Figura 4.



Fonte: CPRH (2001)

Figura 4. Exemplo de peças depositadas com cobre

O cobre pode ser depositado sobre outro metal, usando-se soluções que contenham sulfato de cobre ou soluções que contenham cianeto de cobre. A cobreação em banhos alcalinos de cianeto de cobre é muito aderente. Entretanto, essa cobreação é mais lenta e cara do que a cobreação por soluções ácidas que usam sulfato.

Existem, portanto, dois tipos de eletrólitos para deposição de cobre: ácidos e alcalinos. Os ácidos podem ser à base de sulfato, fluorborato ou sulfamato. Já os alcalinos podem ser a base de cianetos ou pirofosfatos.

A eletroformação de artigos de cobre é uma importante atividade da indústria, incluindo trocadores de calor, eletrotipos e refletores.

2.1.3. ESTANHAGEM

Atualmente a principal aplicação do estanho consiste na deposição deste elemento como revestimento na superfície de chapas de aço, principalmente no caso de embalagens para alimentos (90% da produção mundial de revestimentos de estanho).

O processo de estanhagem eletrolítica permite o controle preciso de espessura, assim como a obtenção de diferentes espessuras e os banhos utilizados para a eletrodeposição do estanho. Em particular soluções à base de

estاناتos possuem grande capacidade de penetração e deslocamento, o que permite revestir peças com formato complicado de uma maneira uniforme, sem que seja necessário usar anodos com formatos especiais.

Em virtude de sua resistência a certos agentes corrosivos, o estanho é utilizado em forma de revestimento para utensílios de cozinha, peças decorativas, nas indústrias alimentícias e farmacêuticas, bem como a proteção de peças mecânicas.

2.1.4. NIQUELAGEM

O níquel depositado eletroliticamente pode ser fosco ou brilhante, dependendo do banho utilizado. Em contato com o ar, o níquel sofre rapidamente embaçamento. Este metal é muito utilizado para fins decorativos.

Geralmente, após a niquelação, é feita uma cromagem, o que evita o embaçamento e aumenta a resistência à corrosão. Existem vários tipos de banhos de níquel, sendo os mais utilizados o níquel fosco (Watts), o níquel brilhante e semi brilhante e o níquel preto.



Fonte: CPRH (2001)

Figura 5. Exemplo de peças depositadas com níquel

2.1.5. CROMAGEM

Atualmente o cromo é um metal largamente utilizado, sendo um dos poucos metais que pode ser depositado eletroliticamente com alta dureza a partir de eletrólitos aquosos. Seu aspecto visual é branco-cinza, passível de

polimento, assumindo uma coloração azulada. Suas classes principais de deposição são:

- Cromo decorativo: uma fina camada é aplicada com a finalidade de evitar manchas na superfície.
- Cromo duro: uma camada espessa é aplicada, geralmente com o objetivo de fornecer propriedades especiais do cromo, incluindo resistência ao calor, desgaste, corrosão, erosão e baixo coeficiente de fricção. As principais aplicações dos depósitos podem ser observadas na tabela 1:

Tabela 1. Aplicações dos depósitos de cromo

INDÚSTRIA	APLICAÇÕES
Mecânica	Ferramentas em geral, calibradores, componentes de máquinas, pistões, êmbolos, cilindros.
Plástica	Moldes, cilindros, roscas de extrusão, braços misturadores e cabeçotes.
Química	Proteção contra corrosão, bombas, carcaças e rotores.
Alimentícia	Misturadores de massa, facas, moldes de biscoito e componentes de bombas de leite.
Petróleo e gás	Componentes de válvulas, pistões e hastes de bombas de fundo de poço.
Gráfica	Cilindros de impressão, chapas bimetálicas e cilindros calandra.
Têxtil	Bobinas, cilindros calandra, cilindros de impressão e guia fios.

Fonte: adaptado de CPRH (2001)

De acordo com CPRH (2001) os banhos de cromo utilizados pela indústria de galvanoplastia são:

- Cromo duro: Depósitos de cromo duro (também chamado cromo industrial ou de engenharia) envolvem a deposição de uma camada grossa de cromo

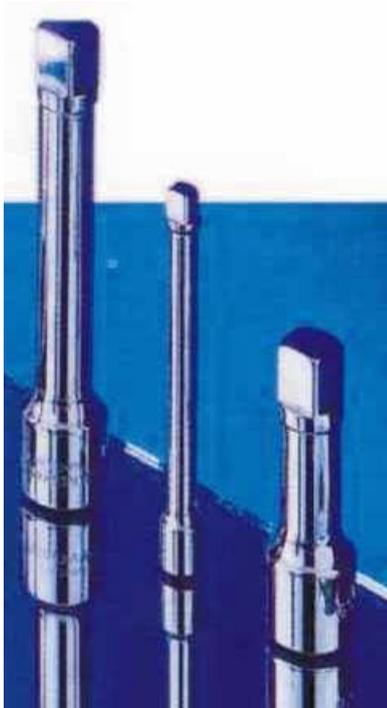
diretamente sobre o substrato. O depósito de cromo duro confere à peça uma combinação de propriedades físicas e mecânicas, como maior dureza (800 a 1000 Vickers, normalmente), resistência à abrasão, baixo coeficiente de fricção, boa resistência à corrosão, alta resistência ao calor (maior que 400°C) e não adesividade. A espessura usual do cromo duro varia de 2,5 a 30 µm. Em geral, um depósito de 12,5 µm de espessura é considerado adequado para a maioria das aplicações. O cromo duro é aplicado a vários componentes na maioria das indústrias, por exemplo: indústria de medidores, ferramentas de corte, anéis, cilindros, eixos, rolamentos e na indústria de impressão. Uma das aplicações mais importantes do cromo duro é na recuperação de peças mal acabadas ou com defeitos de fabricação.

- Cromo decorativo (brilhante): um fino depósito de cromo (0,25 a 0,75 µm) é aplicado sobre uma camada de níquel ou cobre-níquel. Isso confere um visual com um brilho duradouro à peça que sofreu o depósito. Do ponto de resistência à abrasão, o metal também proporciona um acabamento durável, como o visto em bicicletas, motos, ferramentas e instrumentos cirúrgicos.

- Cromo poroso: depósitos de cromo duro podem se tornar porosos por métodos mecânicos, químicos ou eletroquímicos. Isso é então chamado cromo poroso, o que consiste em um grande número de pits de profundidades controladas ou uma rede de rachaduras (chamadas canais). Os pits e canais ajudam a reter adequadamente um filme de óleo, aumentando assim a eficiência de fricção do metal que sofreu o depósito. Isso aumenta consideravelmente a vida útil de componentes industriais pelo aumento da resistência ao atrito dando melhores propriedades de lubrificação. Anéis de pistões e cilindros de máquinas de combustão interna e cilindros de turbinas de aviões são cobertos com cromo poroso. A única diferença entre o cromo duro e cromo poroso está no estado físico, na microestrutura.

- Cromo preto: depósitos de cromo preto são usados tanto para decoração como para usos funcionais. Ele tem menor reflexividade e boa resistência mecânica ao calor e à corrosão. Pode ser usado para temperaturas maiores que 480°C. É normalmente aplicado sobre níquel brilhante. Suas aplicações incluem instrumentos óticos, ferramentas para máquinas e partes eletrônicas. É usado para acabamentos sem brilho em automóveis e, junto com níquel brilhante, o

chromo preto dá um visual de duplo tom para as partes que sofreram depósito. O visual do depósito de chromo duro é melhorado por uma fina camada de cera, óleo ou esmalte.



(a)



(b)

Fonte: CPRH (2001)

Figura 6. Exemplo de peças depositadas com chromo. (a) chromo brilhante; (b) chromo duro

2.2. CARACTERÍSTICAS E ORIGEM DOS EFLUENTES GALVÂNICOS

De forma geral, os efluentes gerados em operações de galvanoplastia consistem nos descartes periódicos dos diversos banhos concentrados exauridos (desengraxantes, decapantes, fosfatizantes, cromatizantes, banhos de eletrodeposição, etc.) e nas águas menos contaminadas provenientes das etapas de lavagens posteriores às operações nos banhos concentrados. Estes efluentes são compostos por água e reativos. Após o tratamento destes efluentes tem-se, como resultado, a geração de resíduos com altos teores de metais e outros componentes tóxicos (PONTE, 2000).

Para THEODORO (2010), os efluentes da galvanoplastia têm sua origem nos seguintes pontos:

a) Extravasadores dos tanques de lavagem das peças retiradas dos banhos eletrolíticos, ácidos e alcalinos.

b) Descarga de fundo dos tanques, para a renovação completa dos banhos eletrolíticos.

c) Descarga dos lavadores de gases após saturação para renovação da água de lavagem.

d) Respingos entre os tanques, por ocasião de transferência dos objetos de uma unidade para outra.

e) Vazamento de tanques e canalizações.

Os efluentes líquidos da galvanoplastia geralmente apresentam as seguintes características: possuem cor, alguns com temperatura superior à ambiente, emitem vapores, seus pHs geralmente atingem os extremos ácido ou alcalino, tem-se a presença de íons metálicos de cobre, níquel, cromo, zinco, prata, estanho etc., na forma de sais dissolvidos, proveniente dos banhos de recobrimentos das peças no processo de galvanização (THEODORO, 2010).

2.3. TRATAMENTO DOS EFLUENTES DA GALVANOPLASTIA

O tratamento dos efluentes da galvanoplastia geralmente é feito por precipitação química, porém, vários autores têm proposto outras modalidades de tratamento, como os processos de adsorção por materiais convencionais, não convencionais e biossorventes.

Os processos de coagulação e floculação geralmente são utilizados como tratamento primário em efluentes que contém metais pesados.

2.3.1. COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

A coagulação/floculação é um processo freqüentemente aplicado na etapa primária de tratamento das águas residuárias, mas pode também ser aplicada nas etapas secundárias e terciárias. É um dos estágios mais importantes do tratamento físico-químico das águas residuárias industriais, pois nele ocorre a redução de materiais suspensos e coloidais responsáveis pela turbidez das águas

residuárias e também ocorre a redução de matéria orgânica a qual contribui para o conteúdo de DBO e DQO (SCHIMITT, 2011).

Segundo FORNARI (2007) a coagulação é a introdução no meio líquido de um produto capaz de anular as cargas geralmente eletronegativas dos colóides presentes de forma a gerar um precipitado, enquanto que a floculação é a aglomeração dos colóides sem carga eletrostática, resultados dos choques mecânicos sucessivos causados por um processo de agitação mecânica. Um floculante, é portanto, um estimulante de coagulação que acelera a formação, a coesão e a densidade do floco e, conseqüentemente, diminui seu volume.

Na coagulação as forças de repulsão entre as partículas coloidais são anuladas pela adição de agentes químicos através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície das partículas. Na floculação há a agregação das partículas coaguladas devido às forças de atração que atuam entre elas, formando os flocos (CPRH, 2001).

Segundo DI BERNARDO (2003) as impurezas que precisam ser removidas nas estações de tratamento de água apresentam grande variação de tamanho. Impurezas que se apresentam com material particulado causam turbidez à água, enquanto as substâncias dissolvidas são responsáveis pela coloração, havendo evidência de que o sabor e o odor estejam associados às partículas coloidais. Estas impurezas geralmente possuem carga negativa em meio aquoso, a qual pode ser determinada por meio da medida do potencial zeta (P_z). Quando ocorre a dispersão do coagulante são originadas espécies hidrolisadas que reagem quimicamente com as impurezas ou atuam sobre a superfície delas, reduzindo a força repulsiva que tende a mantê-las estáveis no meio aquoso, de modo a facilitar a remoção nas unidades posteriores do tratamento. Após a coagulação, observa-se que o P_z da água aproxima-se de zero, o que mostra que o coagulante atua sobre a superfície das partículas presentes na água, neutralizando parte de suas cargas.

A coagulação pode ou não ser seguida pela floculação, mas, em ambos os casos, o objetivo é aumentar a quantidade de material suspenso a ser removida na sedimentação (FORNARI, 2007).

Segundo VAZ (2009) o processo de coagulação/floculação com posterior sedimentação propicia a remoção de cor e turbidez do efluente a ser tratado.

Na coagulação e floculação um ponto essencial do processo é a dosagem e a condição ótima para aplicação do coagulante, etapa de grande importância no tratamento, uma vez que etapas subsequentes dependem desta. Isso porque as reações químicas envolvidas no processo são muito rápidas e dependem da energia de agitação, da dose do coagulante, do pH e da alcalinidade da água (SCHIMITT, 2011).

Após a coagulação, a água com partículas desestabilizadas é submetida ao processo de floculação, no qual as partículas sólidas colidem entre si e formam agregados maiores e mais pesados passíveis de separação. A floculação ocorre sob condições de agitação lenta. Os gradientes que produzem tensão cisalhante nos flocos existentes são limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência ao cisalhamento dessas partículas.

O processo de sedimentação ou decantação é a etapa subsequente, e tem por objetivo separar da água os flocos formados na etapa de floculação. Esta separação é resultado da ação da gravidade e inércia sobre os flocos e a água (SCHIMITT, 2011).

De acordo com DI BERNARDO (2003) são citados quatro mecanismos de coagulação na literatura: compressão da camada difusa, adsorção-neutralização de cargas, varredura e adsorção-formação de pontes, sendo que a definição do mecanismo predominante depende de fatores como pH de coagulação, dosagem do coagulante e características químicas da água bruta.

2.3.1.1. COAGULANTES

Segundo VAZ (2009), o mecanismo de coagulação/floculação é sensível a diversos fatores, como: tipo e dosagem de coagulante, pH da água residuária, natureza das substâncias produtoras de cor e turbidez, entre outros. O tipo e a dosagem ideal da quantidade de coagulante são definidos em função da viabilidade econômica e características do efluente. Por esse motivo, testes de coagulação são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento.

Os coagulantes podem ser divididos em duas classes: inorgânicos e orgânicos.

a) coagulantes inorgânicos: os agentes coagulantes inorgânicos mais utilizados são os sais de alumínio e de ferro. Por razões econômicas, o sulfato de alumínio e o cloreto férrico são os mais utilizados. Contudo, pesquisas têm apontado algumas desvantagens, tais como problemas de saúde causados pelo alumínio residual em águas tratadas, produção de grande volume de lodo, consumo da alcalinidade do meio, acarretando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH, principalmente no tratamento de água (VAZ, 2009). A coagulação é função principalmente dos produtos de hidrólise desses sais na água. Por exemplo, no caso do sulfato de alumínio, em pH igual a 4, a espécie predominante é o $Al_{hidratado}$. Se, por outro lado, $4 < pH < 7$ predominarão espécies do tipo: $[Al_x(OH)_{2,5x}]^{0,5x+}$. Tais espécies, como $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$ são íons complexos, grandes, que, uma vez adsorvidos na superfície da partícula coloidal reduzem o potencial de repulsão. A valores de pH mais elevados do que 7 a espécie iônica que predomina é o $Al(OH)_3$, insolúvel, que, por sua vez, forma um colóide de carga positiva, que é capaz de promover a coagulação mútua dos colóides de carga negativa que predominam na água. Por serem de menor custo, os agentes alcalinizantes do meio mais comuns são: o $Ca(OH)_2$ e o $Ca(HCO_3)_2$ (CPRH, 2001).

b) Coagulantes orgânicos: esses agentes são não só agentes de coagulação, mas também aceleradores de floculação. Nesta categoria, além dos já citados, incluem-se os polieletrólitos que são substâncias poliméricas que contêm grupos ionizáveis na sua constituição química. Em função da característica iônica do seu grupo ativo, esses polieletrólitos podem ser classificados em catiônicos, aniônicos ou ainda de polianfófilos (de características comuns aos anteriores). É comum o uso de polieletrólitos combinados com eletrólitos inorgânicos (sais de alumínio e sais de ferro) com o objetivo de:

- reduzir o consumo de eletrólito inorgânico e com isso reduzir o volume do precipitado;

- condicionar a formação de flocos com características adequadas à operação de separação dos sólidos formados. Por exemplo: se a operação de

coagulação deve-se seguir a operação de sedimentação para a remoção dos flocos formados, deseja-se obter um floco que tenha boas características de sedimentabilidade (grande velocidade de sedimentação e boa resistência à compactação) e resistência à ação mecânica da grelha de raspagem do fundo do sedimentador.

Os problemas associados ao uso dos coagulantes inorgânicos à base de sais de ferro e alumínio motivou o interesse de pesquisadores para buscar alternativas ao uso destes coagulantes. Dentre essas alternativas encontra-se o uso de coagulantes naturais, também chamados de polímeros naturais ou biopolímeros.

Comparado com coagulantes químicos convencionais, os biopolímeros são seguros e biodegradáveis, e não produzem nenhuma poluição secundária. Eles podem ter várias aplicações que incluem uso em alimentos até processos de tratamento de águas residuais e de abastecimento. Os biopolímeros são de grande interesse, uma vez que são produtos naturais e na sua grande maioria de baixo custo, caracterizados por não produzirem impactos negativos ao meio ambiente (SCHIMITT, 2011).

De acordo com VAZ (2009), alguns biopolímeros estão sendo investigados mais intensamente que outros, como é o caso da *Moringa oleífera* e da Quitosana.

2.3.2. MORINGA OLEÍFERA

A *Moringa oleífera* é uma planta tropical pertencente à família Moringaceae, composta de apenas um gênero (*Moringa*) e quatorze espécies conhecidas. Nativa do norte da Índia, ela cresce em vários países dos trópicos. Seu fruto é uma espécie de vagem com três faces (diferentes de uma vagem normal, que tem duas faces), e grande número de sementes. É uma árvore de caule grosso e alto, de até 10 metros. Suas folhas são longo-pecioladas, bipinadas, folíolos obovais, cujo comprimento é de até 3 cm. Suas folhas e frutos são comestíveis e as raízes abortivas (PATERNIANI *et al.*, 2009)

No Brasil é amplamente difundida na região Nordeste. É uma planta com muitos nutrientes e vitaminas, podendo ser utilizada na alimentação humana e

animal. Também apresenta potencial para produção de medicamentos. Em países da África e Ásia o extrato das sementes de *Moringa oleífera* é usado como coagulante no tratamento de água. Um óleo comestível pode ser extraído das sementes antes de sua utilização para extração do composto ativo coagulante (SCHIMITT, 2011).

Sementes de *Moringa oleífera* atuam na remoção de cor e turbidez de água para fins potáveis, sendo um processo antigo já encontrado na Índia em torno de 4000 anos atrás, mas o estudo sistemático deste processo só agora vem recebendo maior atenção (VAZ, 2009).

Vários estudos utilizando a solução da semente de *Moringa oleífera* têm mostrado que suas sementes possuem propriedades coagulantes efetivas e que elas não são tóxicas a humanos e animais (NDABIGENGESERE & NARASIAH, 1998).

KATAYON *et al.* (2006) afirma que o uso da moringa tem vantagens em relação ao uso de coagulantes químicos, uma vez que a mesma é facilmente biodegradável, não produz grandes volumes de lodo e não representa perigo ao meio ambiente.

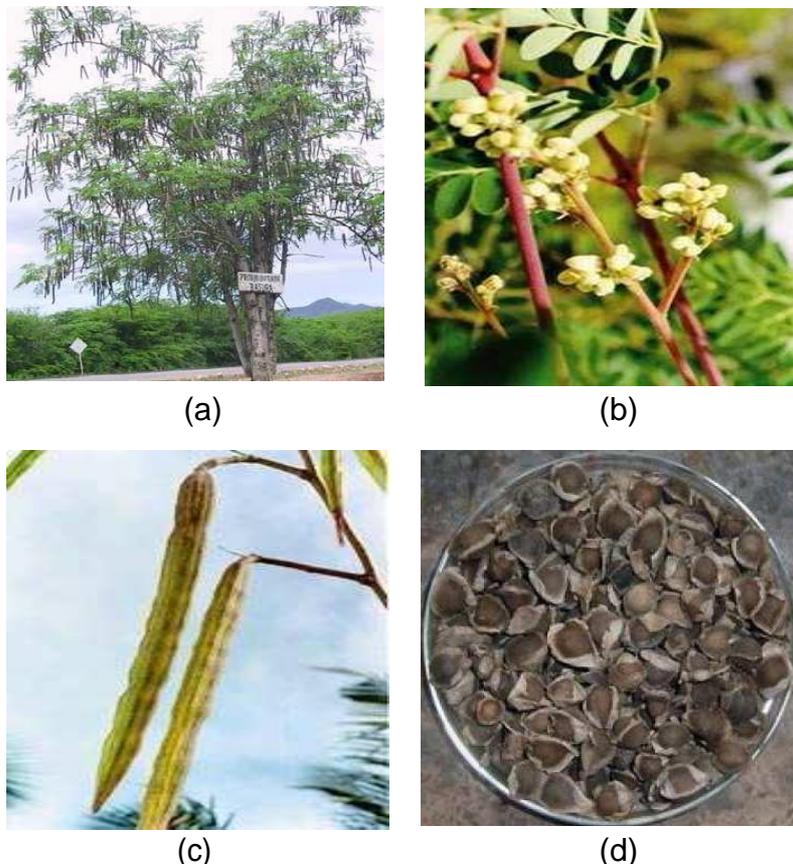
Segundo NDABIGENGESERE & NARASIAH (1998)

o agente ativo de coagulação na *Moringa oleífera* se deve a presença de uma proteína catiônica de alto peso molecular que desestabiliza as partículas contidas na água e floclula os colóides.

O mecanismo de coagulação/floculação causado pela proteína da *Moringa oleífera* se assemelha ao mecanismo provado por polieletrólitos (polímeros orgânicos de proteínas e polissacarídeos de origem sintética ou natural). Quando a coagulação é realizada por polieletrólitos, não há reações de neutralização entre o coagulante e a água para formar complexos gelatinosos, como ocorre com coagulantes derivados de sais de alumínio e ferro. Este tipo de coagulação independe da alcalinidade da água, podendo ocorrer numa grande faixa de pH entre 4 a 12 (VAZ, 2009).

Segundo BHATIA *et al.* (2007) a *Moringa oleífera* praticamente não afeta o pH e a condutividade na coagulação. Portanto, a aplicação do extrato das

sementes no tratamento de águas residuárias pode reduzir o custo com produtos químicos utilizados para ajuste de pH.



Fonte: CPRH (2001)

Figura 7. *Moringa oleífera*. (a) árvore; (b) flor; (c) vagem; (d) sementes

2.3.3. ADSORÇÃO

O fenômeno da adsorção é atualmente definido como o enriquecimento de um ou mais componentes em uma região interfacial devido a um não balanceamento de forças. Os principais elementos de adsorção são o fluido, a superfície (geralmente um sólido poroso) e os componentes retidos pela superfície. O adsorvente é o sólido no qual se dará o fenômeno de adsorção; o fluido em contato com o adsorvente é chamado de adsorvivo e chama-se de adsorbato o analito retido pelo adsorvente (ARAÚJO, 2009).

A descoberta do fenômeno da adsorção se inicia com o conhecimento de que um sólido poroso é capaz de reter um gás condensável na segunda metade do século XVIII quando Scheele e Fontana registraram que o carvão recém

calcinado é capaz de reter volumes expressivos de vários gases e que a eficiência do processo depende da área exposta e da porosidade do material (ARAÚJO, 2009).

Apesar disso, a aplicação só foi desenvolvida bem mais tarde, na segunda guerra mundial, em máscaras de gases tóxicos que usavam carvão ativo como adsorvente. Já as aplicações industriais da adsorção são relativamente recentes. Os primeiros processos industriais visavam a purificação de gás natural e água por meio da remoção de H₂S e mercaptanas. No entanto, a aplicação da adsorção como um meio de separação de misturas em duas ou mais correntes, cada uma enriquecida em um componente desejável, ocorreu somente por volta de 1950, sendo aplicada inicialmente na recuperação de hidrocarbonetos aromáticos (ARAÚJO, 2009).

Com o desenvolvimento de novos sólidos, a tecnologia de adsorção continua se expandindo, com o surgimento de novos processos e o aperfeiçoamento de processos já existentes. Hoje são muitas as unidades de separação que utilizam esta técnica. Entre elas, pode-se salientar:

- Separação de aromáticos;
- Recuperação de hélio e etano do gás natural;
- Remoção de CO₂, H₂S e mercaptanas do gás natural;
- Separação de hidrocarbonetos insaturados;
- Enriquecimento do oxigênio do ar;
- Controle de poluentes (remoção de SO₂, CO₂ e NO_x);
- Separação de produtos de química fina e de fármacos;
- Separação de frutose e glicose;
- Aplicação em biosseparação (ARAÚJO, 2009).

Dentre vários processos de tratamento terciário, a adsorção é uma técnica interessante para a remoção de compostos orgânicos no tratamento de águas residuárias. Dentre os adsorventes mais utilizados para tratar os mais diversos tipos de águas residuárias encontram-se o carvão ativado, diversos tipos de

biomassa como cascas de arroz e outros vegetais, diversas algas marinhas, sementes e cascas de *Moringa oleífera* entre outros (SCHIMITT, 2011).

A adsorção ocorre com todos os tipos de interface, tais como gás-sólido, solução-sólido, solução-gás, solução-solução. Existem dois tipos principais de adsorção: física e química.

A adsorção física ocorre quando as forças intermoleculares de atração das moléculas na fase fluida e da superfície sólida são maiores que as forças atrativas entre as moléculas do próprio fluido. Nenhuma ligação química é quebrada ou feita e a natureza química do adsorbato permanece inalterada. A adsorção física envolve forças de Van der Waals ou forças de valência secundária (VEIT, 2006).

A adsorção química (quimissorção), por outro lado, envolve uma interação química com transferência de elétrons entre as espécies adsorvidas e o sólido adsorvente. As espécies adsorvidas são mantidas na superfície por forças de valência, que são iguais às aquelas que mantêm os átomos juntos em uma molécula (SCHIMITT, 2011).

Na adsorção física, camadas moleculares sobrepostas podem se formar, enquanto que na adsorção química se forma uma única camada molecular adsorvida (monocamada). A adsorção química é irreversível ou dificilmente reversível. Normalmente, a formação de ligação química na quimissorção é precedida de adsorção física.

Adsorção física é um processo prontamente reversível, e estágios de adsorção e dessorção podem ser alternados repetidamente sem variar o caráter da superfície ou do adsorbato (SCHIMITT, 2011).

A adsorção física é não-específica, rápida e reversível. O adsorbato encontra-se ligado à superfície somente por forças de van der Waals (forças dipolo-dipolo e forças de polarização, envolvendo dipolos induzidos). A adsorção química é específica e envolve a formação de um composto bidimensional, como por exemplo, quando gases entram em contato com superfícies metálicas limpas (ARAÚJO, 2009).

A adsorção é um fenômeno superficial e, portanto, a capacidade de adsorção de um sólido é tanto maior quanto maior é a sua área superficial específica, isto é, a área da sua superfície expressa por unidade de massa, a qual,

no caso de materiais com grande porosidade, pode ter valores da ordem de 1000 m²/g. Os sólidos com maior capacidade de adsorção geralmente são designados como materiais adsorventes. Esta capacidade, porém, igualmente depende da natureza do sólido e das moléculas a adsorver. Em geral, é muito diferente a quantidade de um certo gás ou vapor adsorvido em sólidos de natureza distinta ainda que possuam áreas superficiais específicas equivalentes e, por outro lado, um mesmo adsorvente adsorve quantidades significativamente diferentes de diferentes substâncias. Além disso, a quantidade adsorvida é também influenciada pela concentração dessa substância na atmosfera, a presença de outras substâncias e a temperatura. Quanto maior é a sua concentração e mais baixa é a temperatura, maior é a quantidade adsorvida num certo sólido a qual, por outro lado, diminui com a presença de outras substâncias na atmosfera. O efeito da temperatura é usado na limpeza dos adsorventes, isto é, na remoção das moléculas adsorvidas através de um processo de dessorção, a qual frequentemente envolve o aquecimento do adsorvente (YANG, 2003).

2.3.3.1. BIOSORÇÃO

A biossorção é o processo no qual sólidos de origem natural ou seus derivados são usados na retenção de metais.

Esta capacidade para fixar e para retirar os metais dos meios aquáticos é uma consequência da presença de numerosos grupos químicos na superfície da biomassa, tais como grupos acetamidas da quitina, grupos aminas e fosfatos dos ácidos nucleicos, grupos amino, sufrídinas e carboxílicos das proteínas e grupos hidroxílicos dos polissacarídeos.

A capacidade de remoção, como os mecanismos de acumulação, dependem amplamente do tipo de biomassa utilizada, nas diferenças da composição da parede celular, bem como do metal em análise. Contudo, existem fatores externos, como o pH, a temperatura, a luminosidade e a natureza do adsorbato, que influenciam o mecanismo de atuação e conseqüentemente a eficiência e seletividade da acumulação.

A biossorção tem recorrido a diversos materiais de baixo custo, que reduzam a concentração de metais pesados para níveis ambientalmente

consideráveis, tais como: bactérias, fungos, leveduras, turfa, algas de água doce, algas marinhas, casca de coco, quitosana, semente de moringa e outros.

O processo de bioissorção possui reconhecidas vantagens sobre os métodos convencionais: a biomassa pode ser reutilizada; os metais podem ser removidos da solução independentemente do grau de toxidez; tempos de operação pequenos quando o equilíbrio é alcançado; não produção de compostos secundários com toxicidade; e pode ser altamente seletivo.

O processo de bioissorção envolve uma fase contínua (adsorvente ou bioissorvente; material biológico) e uma fase líquida (solvente, normalmente água) contendo uma espécie dissolvida, o adsorbato (íon metálico). Se a afinidade entre o solvente e a espécie que se pretender adsorver for elevada, este será atraído por diversos mecanismos. O processo continua até que o equilíbrio seja estabelecido. O grau de afinidade do adsorvente para o adsorbato determina a sua distribuição entre as fases.

A bioissorção de metais não é baseada num único mecanismo. Ela consiste em vários mecanismos que quantitativamente e qualitativamente diferem de acordo com as espécies usadas, a origem da biomassa e o seu processamento. A bioissorção segue mecanismos complexos, principalmente a troca iônica, adsorção por forças físicas e o aprisionamento de íons em capilares inter e intrafibrilares e espaços da rede de polissacarídeos estruturais, como resultado do gradiente de concentração e difusão através da parede celular de membranas (ARAÚJO, 2009).

2.3.3.2. BIOSSORVENTES

Os adsorventes naturais são denominados de bioissorventes, uma vez que são de origem natural diferenciando-se aos de origem sintética. Os bioissorventes apresentam na sua parede celular uma grande variedade de grupos orgânicos tais como, ácidos carboxílicos, fenóis, aminas e amidas, que podem reter íons metálicos por diferentes mecanismos (quelação, troca iônica, adsorção física, e microprecipitação na superfície do bioissorvente). As principais vantagens dos bioissorventes com relação aos adsorventes sintéticos, é que estes materiais são abundantes, sem valor comercial, geralmente são resíduos de produtos agrícolas, que geralmente são descartados. Estes bioissorventes apresentam capacidades

de retenção para íons metálicos na mesma ordem de grandeza dos adsorventes sintéticos (resinas poliméricas de troca iônica, sílicas organofuncionalizadas), pois apresentam vários grupamentos orgânicos disponíveis, além de serem fibrosos, permitindo um maior contato entre os íons em solução com os sítios ativos do material (PAVAN, 2007). A moringa e a quitosana são exemplos de biossorventes.

2.3.3.3. MORINGA OLEÍFERA COMO ADSORVENTE

Tanto cascas como sementes de MO podem ser utilizadas em processos de adsorção para retirada de compostos orgânicos a partir de soluções aquosas. Sua atividade já foi determinada tanto na semente sem tratamento (OKUDA *et al.*, 2001; NDABIGENGESERE & NARASIAH, 1998 e HEREDIA & MARTÍN, 2009) como nas sementes tratadas (PIRES *et al.*, 2007; BHATTI *et al.*, 2007 e AKHTAR *et al.*, 2007).

As cascas da semente de MO são resíduos potenciais que podem ser disponibilizadas em grande quantidade, e alguns autores estão direcionando suas pesquisas no sentido de encontrar uma finalidade mais nobre para estes resíduos. A transformação das cascas em carvão ativado é uma opção que vem sendo estudada com alguns resultados positivos.

A utilização da MO como adsorvente para metais como Cd, Cr, Zn, Pb, Cu e Ni (SHARMA *et al.*, 2007; BHATTI *et al.*, 2007; PIRES *et al.*, 2007) e para compostos orgânicos também foi avaliada por diferentes pesquisadores (AKHTAR *et al.*, 2007; PRASAD, 2009).

AKHTAR *et al.* (2007) comprovaram a atividade adsorvente da vagem de MO sobre a remoção compostos orgânicos, tais como benzeno, tolueno, etilbenzeno e cumeno a partir de uma solução aquosa, como sendo um processo de adsorção espontânea.

PRASAD (2009) obteve bom desempenho na remoção de melanoidina com sementes de moringa em efluente de lavanderia.

A utilização da semente de MO também encontra aplicação sobre a sorção de pesticidas para-metálicos organofosforados (o-o-dimetil, o-p-nitrofenil, fosforotioato), de amplo espectro. Pode ser alcançada uma remoção na faixa de

70–90% em 90 min de agitação usando 0,004 g/mL de adsorvente para uma solução de $3,8 \times 10^{-4}$ M de pesticida (AKHTAR *et al.*, 2007).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. COLETA DO EFLUENTE

O efluente galvânico utilizado nos experimentos foi coletado em uma empresa de Toledo/PR, que realiza os processos de cromagem, zincagem e niquelagem de peças e utensílios. Foram realizadas coletas compostas para a confecção de três lotes de efluente para serem utilizados nos testes.

Após a coleta o efluente foi homogeneizado, fracionado e armazenado em refrigerador, sendo retirado e mantido em temperatura ambiente antes de cada ensaio.

Os experimentos foram realizados em três etapas: caracterização do efluente, coagulação/floculação e coagulação/floculação/adsorção.

3.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O efluente de galvanoplastia foi caracterizado imediatamente após a coleta do efluente. Os parâmetros avaliados foram: cor aparente e DQO (espectrofotômetro HACH DR/2010), turbidez (turbidímetro HACH 2100 P), pH (pHmetro Digimed DM-22) e a concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni por espectrofotômetro de absorção atômica (Atomic Absorption Spectrometer, Varian, modelo SpectrAA – 50B).

Todas as análises dos parâmetros físico-químicos foram realizados em duplicata e seguiram metodologias do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1994).

3.3. PREPARO DO COAGULANTE

As sementes de *Moringa oleífera* foram cedidas pela Universidade Estadual de Maringá – UEM, em parceria com a Universidade Federal do Sergipe e mantidas em refrigerador.

As sementes foram retiradas do refrigerador e descascadas minutos antes dos ensaios.

Para os ensaios de coagulação/floculação foram preparadas duas soluções coagulantes com as sementes de *Moringa oleífera* (MO) para uso imediato. Triturou-se em um blender 10 g da semente de MO descascadas e 200 mL de solução de NaCl 0,1M ou NaCl 1,0 M. Em seguida esta solução foi mantida sob agitação durante 30 min e submetida à filtração a vácuo, segundo metodologia descrita por HEREDIA & SÁNCHEZ-MARTÍN (2009) e MADRONA *et al.*, (2010).

3.4. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Para avaliar o método combinado para o estudo do tratamento do efluente galvânico foram realizados dois ensaios de coagulação/floculação utilizando diferentes concentrações de coagulante moringa em solução salina de NaCl 0,1M e 1M para 1000 mL de efluente.

Tabela 2. Concentrações de coagulante utilizadas nos ensaios de coagulação/floculação.

Coagulantes	Concentração (ppm)								
Moringa + NaCl 0,1M	600	800	1000	1200	1400	1600	1800	2000	2200
Moringa + NaCl 1M	600	800	1000	1200	1400	1600	1800	2000	2200

Para os ensaios de coagulação/floculação foi utilizado um “Jar Test” Microcontrolado marca Milan, modelo JT – 103, com GMR de 100 rpm e TMR de 2 min, GML de 20 rpm e TML de 10 min e tempos de sedimentação de 15, 30, 45 e 60 min.

Após decorridos os tempos de sedimentação foram coletadas alíquotas de 50 mL do efluente tratado com as concentrações de coagulante estudadas e analisados os parâmetros Cor (mgPtCo L^{-1}), Turbidez (NTU), pH e DQO (mg/L). Após verificar a condição ótima de coagulação/floculação para a remoção de DQO, Cor e Turbidez do efluente galvânico, foram analisados as concentrações dos metais Cr, Zn, Cu e Ni, seguindo metodologia descrita no Standard methods (APHA, 1994) e um novo ensaio de coagulação/floculação foi realizado para a

obtenção de efluente tratado para ser utilizado na etapa de coagulação/floculação/adsorção.

3.5. ENSAIO COMBINADO COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO

Para a realização do ensaio de adsorção foi utilizado o efluente galvânico tratado na melhor condição observada na etapa de coagulação/floculação utilizando o coagulante MO extraída com NaCl 1M.

3.6. PREPARO DOS ADSORVENTES

Inicialmente as sementes foram segregadas das vagens e descascadas. Em seguida as cascas das sementes e as vagens foram utilizadas como adsorvente nos ensaios de adsorção.

As cascas e as vagens foram trituradas em blender e peneiradas em conjunto de peneiras ABNT, números 5, 10, 16, 30, 50, 100 e fundo, correspondendo às aberturas de malha 4; 2; 1,2; 0,6; 0,3; 0,15 e 0 mm, respectivamente com equipamento vibratório marca sartorius gentilmente cedido por Fabril Indústria e Comércio de Farinha Ltda, de Toledo/PR.

Para o ensaio de adsorção segregou-se as partículas retidas em malha 2 e 1,2 mm, rejeitando-se as demais. Após seguiu-se o procedimento utilizado por REDDY *et al.* (2011), em que as cascas e vagens trituradas foram secas em estufa a 60°C por 24 h, lavadas duas vezes com água deionizada e secas novamente em estufa a 80°C por 24h.

3.7. ENSAIOS DE ADSORÇÃO - TESTE CINÉTICO

Foram realizados dois ensaios de adsorção com o efluente tratado na etapa de coagulação/floculação. No primeiro ensaio foi utilizada a casca das sementes de MO e no segundo ensaio foi utilizada a vagem da MO como adsorvente.

Os ensaios foram realizados em batelada utilizando o efluente tratado na etapa de coagulação/floculação. As amostras do efluente foram transferidas para

erlenmeyers de 150 mL. Em cada frasco foram adicionados 50 mL de efluente e 0,2 g de adsorvente casca de semente ou vagem de MO preparado conforme o item 3.6. Foram submetidas ao ensaio 12 amostras de efluente com cada adsorvente em duplicata e uma amostra sem adsorvente como branco, totalizando 25 frascos.

Os frascos foram inseridos em um equipamento shaker marca Tecnal modelo TE-424 e submetidos a agitação com velocidade de 80 rpm e temperatura de 30°C. A amostragem foi realizada em tempos variados de 0 a 48 hs.

As amostras foram submetidas a filtração em papel filtro qualitativo para separação do adsorvente da fase líquida. Em seguida foi analisada a concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni de cada amostra.

Após o ensaio cinético foi determinado o tempo de contato ótimo do adsorvente com o efluente para a remoção dos metais estudados.

3.8. ENSAIOS DE ADSORÇÃO – VARIAÇÃO DA MASSA DO ADSORVENTE

Após a realização dos testes cinéticos e conhecido o tempo de contato ideal do adsorvente com o efluente, foram realizados testes de adsorção com variação da massa do adsorvente casca ou vagem, com o objetivo de determinar o melhor adsorvente.

O ensaio foi realizado em batelada utilizando o efluente tratado na etapa de coagulação/floculação. As amostras do efluente foram transferidas para erlenmeyers de 150 mL. Em cada frasco foram adicionados 50 mL de efluente e massas de adsorvente variando de 0,2 a 0,6 g. Foram submetidas ao ensaio 5 amostras de efluente com o adsorvente em duplicata e uma amostra sem adsorvente como branco, totalizando 11 frascos.

Os ensaios foram realizados em shaker marca Tecnal modelo TE-424 onde as amostras foram submetidas a agitação com velocidade de 80 rpm e temperatura de 30°C. Foi utilizado o tempo de contato ótimo obtido nos ensaios cinéticos.

As amostras foram filtradas em papel filtro qualitativo para separação do adsorvente da fase líquida. Em seguida foi analisada a concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni de cada amostra.

Após o ensaio foi determinada a massa de adsorvente na qual foi obtida a melhor remoção dos metais estudados.

3.9. ENSAIOS DE ADSORÇÃO – VARIAÇÃO DO pH DO EFLUENTE

Após conhecidos a massa e o tempo ideal de contato do adsorvente com o efluente, foram realizados testes de adsorção com variação do pH (pH natural, 4 e 5) e adsorvente (casca ou vagem) com melhor resultado verificado nos testes cinéticos.

O ensaio foi realizado em batelada utilizando o efluente tratado na etapa de coagulação/floculação. As amostras do efluente foram transferidas para erlenmeyers de 150 mL. Em cada frasco foram adicionados 50 mL de efluente e massas do adsorvente definido nos testes cinéticos e nos testes de variação das massas. Foram submetidas ao ensaio três amostras de efluente com o adsorvente em duplicata e uma amostra sem adsorvente como branco, totalizando sete frascos erlenmeyers. Para o ajuste do pH foi utilizada solução de ácido sulfúrico 0,1 M.

Os ensaios foram realizados em shaker marca Tecnal modelo TE-424 com agitação e temperatura constante de 80 rpm e 30°C respectivamente. Foi utilizado o tempo de contato ótimo obtido nos testes cinéticos.

As amostras foram filtradas em papel filtro qualitativo com o objetivo de separar o adsorvente da fase líquida. Em seguida foi analisada a concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni de cada amostra.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. LOTES DE EFLUENTE COLETADOS

Conforme a tabela 3 foram realizadas coletas compostas para a confecção de três lotes de efluentes para serem utilizados nos testes.

Tabela 3. Lotes de efluente coletados

<i>LOTE</i>	<i>DATA DA COLETA</i>	<i>VOLUME (L)</i>	<i>FINALIDADE</i>
1	08/02/2011	40	Caracterização/coagulação/adsorção
2	05/04/2011	30	Caracterização/coagulação
3	08/08/2011	40	Caracterização/coagulação/adsorção

4.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

A caracterização do Lote 1 do efluente galvânico está apresentada na Tabela 4 e os parâmetros de lançamento de efluentes e potabilidade da água estabelecidos por órgãos federais e estaduais.

Tabela 4. Caracterização do efluente bruto (Lote 1) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.

<i>Parâmetro (unidade)</i>	<i>Resultados encontrados</i>	<i>Limites CONAMA 357</i>	<i>Limites Portaria MS 518</i>	<i>Limites IAP*</i>
DQO (mg/L)	3710	-	-	220
Cor (mgPtCo.L ⁻¹)	9740	-	15,0	-
pH	5,85	5 a 9	-	-
Turbidez (NTU)	77,8	-	5,0	-
Cr (mg/L)	4.329,6	0,5	-	-
Cu (mg/L)	3,745	1,0	-	-
Zn (mg/L)	10,11	5,0	-	-
Ni (mg/L)	42,84	2,0	-	-

* Instituto Ambiental do Paraná

A caracterização do Lote 2 do efluente galvânico está apresentada na Tabela 5.

Tabela 5. Caracterização do efluente bruto (Lote 2) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.

<i>Parâmetro (unidade)</i>	<i>Resultados encontrados</i>	<i>Limites CONAMA 357</i>	<i>Limites Portaria MS 518</i>	<i>Limites IAP*</i>
DQO (mg/L)	3630	-	-	220
Cor (mgPtCo.L ⁻¹)	8360	-	15,0	-
pH	5,93	5 a 9	-	-
Turbidez (NTU)	75,3	-	5,0	-
Cr (mg/L)	5.137,8	0,5	-	-
Cu (mg/L)	4,44	1,0	-	-
Zn (mg/L)	13,51	5,0	-	-
Ni (mg/L)	60,11	2,0	-	-

* Instituto Ambiental do Paraná

A caracterização do Lote 3 do efluente galvânico está apresentada na Tabela 6.

Tabela 6. Caracterização do efluente bruto (Lote 3) e comparação com padrões de lançamento de efluentes e potabilidade da água.

<i>Parâmetro (unidade)</i>	<i>Resultados encontrados</i>	<i>Limites CONAMA 357</i>	<i>Limites Portaria MS 518</i>	<i>Limites IAP*</i>
pH	5,88	5 a 9	-	-
Cr (mg/L)	4.580,6	0,5	-	-
Cu (mg/L)	4,56	1,0	-	-
Zn (mg/L)	10,92	5,0	-	-
Ni (mg/L)	44,26	2,0	-	-

* Instituto Ambiental do Paraná

Nas Tabelas 4, 5 e 6 observa-se que o efluente galvânico apresenta valores elevados para os parâmetros DQO, Cor, Turbidez e íons metálicos Cr, Cu, Zn e Ni. Verifica-se que os parâmetros se encontram fora dos limites de descarte das legislações vigentes, não sendo possível seu lançamento em corpos receptores sem tratamento prévio.

4.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

Segundo SARKAR *et al.* (2006) o desempenho dos coagulantes depende das características das águas residuárias.

OKUDA *et al.* (2001) e MADRONA *et al.* (2010) consideram o uso de soluções salinas para extração da proteína da MO importante, pois ocorreu um aumento significativo no poder de coagulação da MO. Desta forma, foram realizados dois ensaios de coagulação/floculação, o primeiro com a extração do coagulante MO realizada com NaCl 0,1M e o outro com a extração realizada com NaCl 1M.

A Figura 8 apresenta os resultados das análises de DQO do efluente após o ensaio de coagulação/floculação/sedimentação para o lote 1 tratado com MO em solução NaCl 1M.

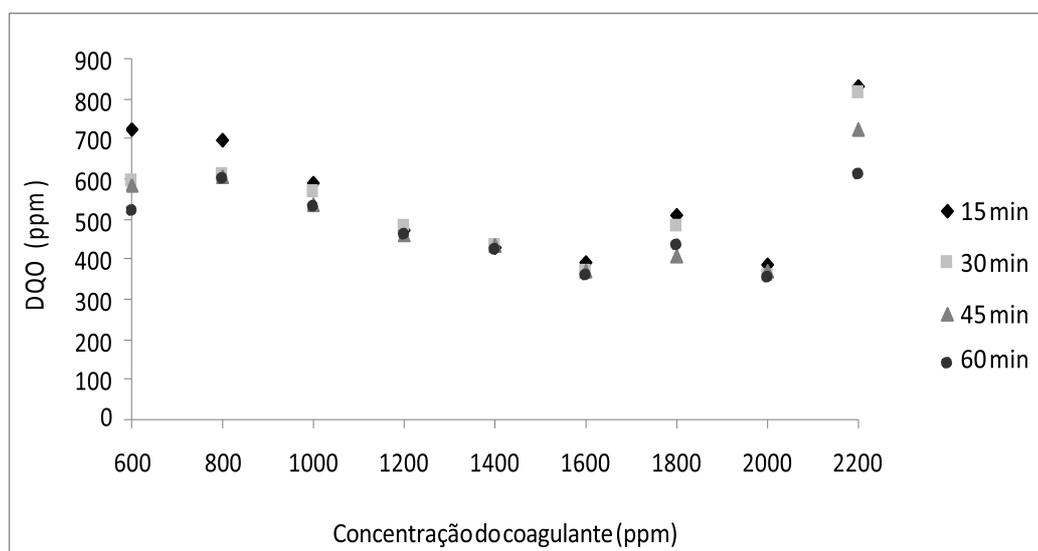


Figura 8. Valores de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 1M.

Verifica-se na Figura 8 que o melhor resultado de remoção de DQO foi obtido com solução coagulante 2000 ppm e tempo de sedimentação de 60 min.

A Figura 9 apresenta a eficiência de remoção de DQO com diferentes concentrações de coagulante e tempo de sedimentação de 60 min.

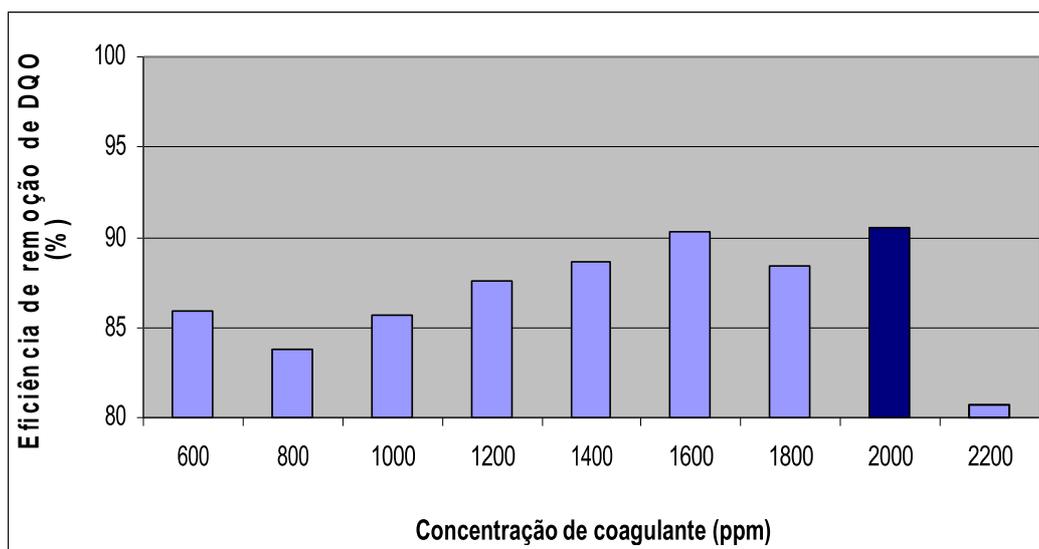


Figura 9. Eficiência de remoção de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 60 min.

Os resultados apresentados na Figura 9 demonstram que a melhor remoção de DQO ocorreu com a utilização de solução coagulante MO na concentração de 2000 ppm onde foi obtida uma remoção de 90,49% com concentração final de 353 mg/L. A remoção para o lote 3, onde foi utilizada solução coagulante MO na concentração de 2000 ppm, foi de 89,32% com valor final de 410 mg/L.

VAZ (2009) obteve aumento de 49,78% de DQO após ensaios de coagulação/floculação de efluente galvânico tratado com coagulante *moringa oleífera* na concentração 500 ppm, tempo de sedimentação de 20 min, GMR de 100 rpm, GML de 30 rpm, TMR de 3 min, TML de 10 min e DQO do efluente bruto na ordem de 280 mg/l, ao passo que neste trabalho a concentração inicial de DQO era de 3710 mg/L.

A Figura 10 apresenta os resultados das análises de Cor do efluente após o ensaio de coagulação/floculação e dos tempos de sedimentação para o lote 1 tratado com MO em solução NaCl 1M.

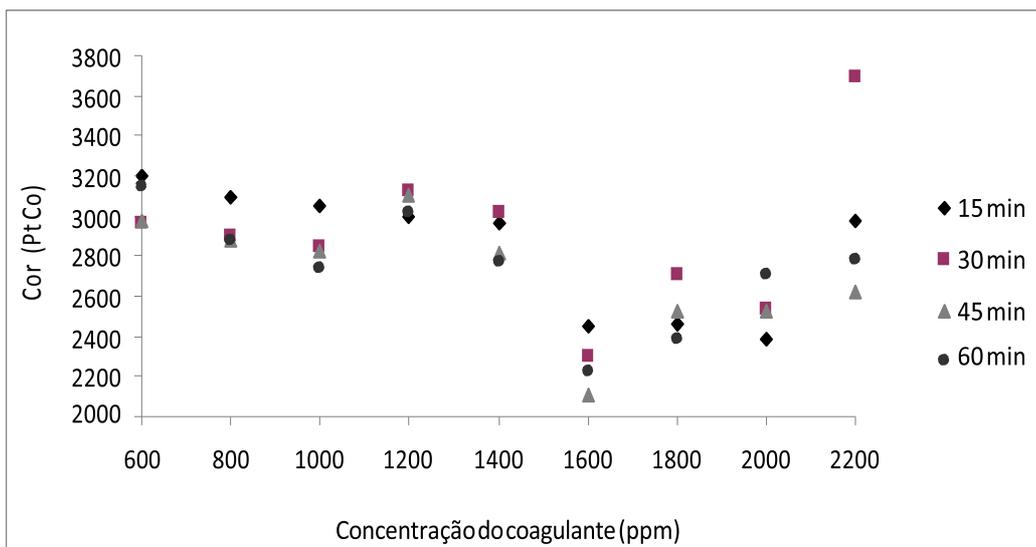


Figura 10. Valores de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 1M.

Na Figura 10 verifica-se que o melhor resultado de remoção de Cor foi obtido com solução coagulante 1600 ppm e tempo de sedimentação de 45 min.

A Figura 11 apresenta a eficiência de remoção de cor com diferentes concentrações de coagulante e tempo de sedimentação de 45 min.

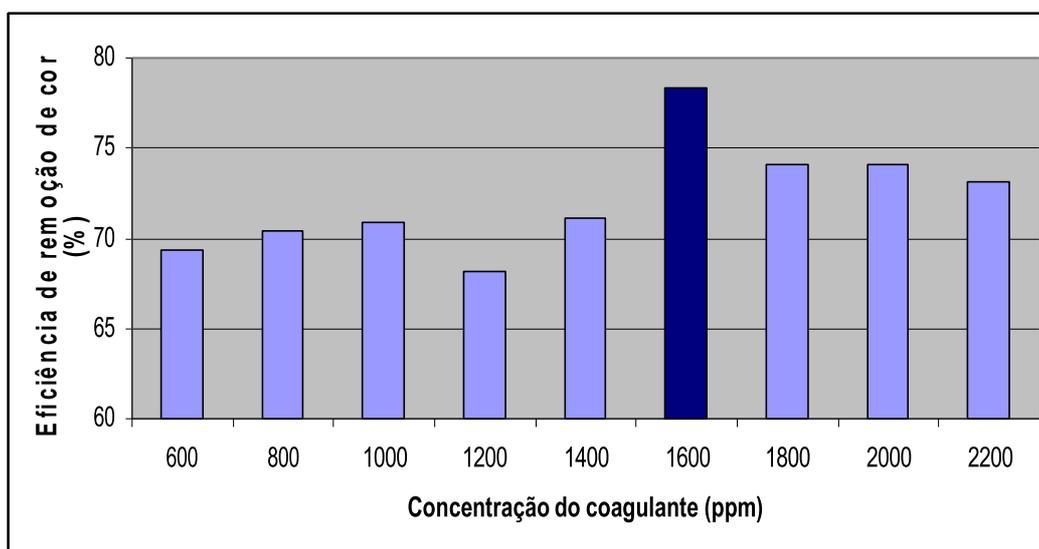


Figura 11. Eficiência de remoção de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 45 min.

Os resultados apresentados na Figura 11 demonstram que a melhor remoção de Cor foi de 78,34% com a utilização de solução coagulante MO de 1600 ppm, com valor final de 2110 PtCo/L. A remoção para o lote 3, onde foi utilizada solução coagulante MO na concentração de 2000 ppm, foi de 76,07% com valor final de 2230 PtCo/L.

VAZ (2009) obteve valores de remoção de cor superiores (90,3%) aos valores obtidos neste trabalho para efluentes galvânicos em ensaios de coagulação/floculação com coagulante MO 200 ppm e tempo de sedimentação de 20 min. Esta variação de remoção pode estar atribuída ao valor de Cor do efluente bruto, que foi na ordem de 1800 PtCo/L, inferior ao utilizado nesse experimento que foi de 9740 PtCo/L.

A Figura 12 apresenta os resultados das análises de Turbidez do efluente após o ensaio de coagulação/floculação e dos tempos de sedimentação para o lote 1 tratado com MO em solução NaCl 1M.

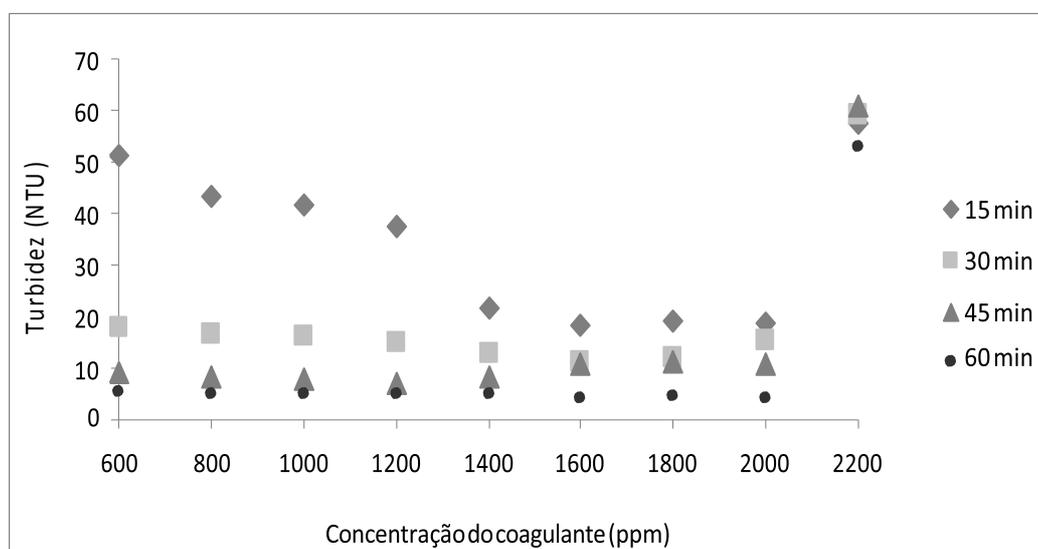


Figura 12. Valores de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 1M.

Na Figura 12 verifica-se que o melhor resultado de remoção de turbidez foi obtido com solução coagulante 2000 ppm e tempo de sedimentação de 60 min.

A Figura 13 apresenta a eficiência de remoção de Turbidez nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO e tempo de sedimentação de 60 min.

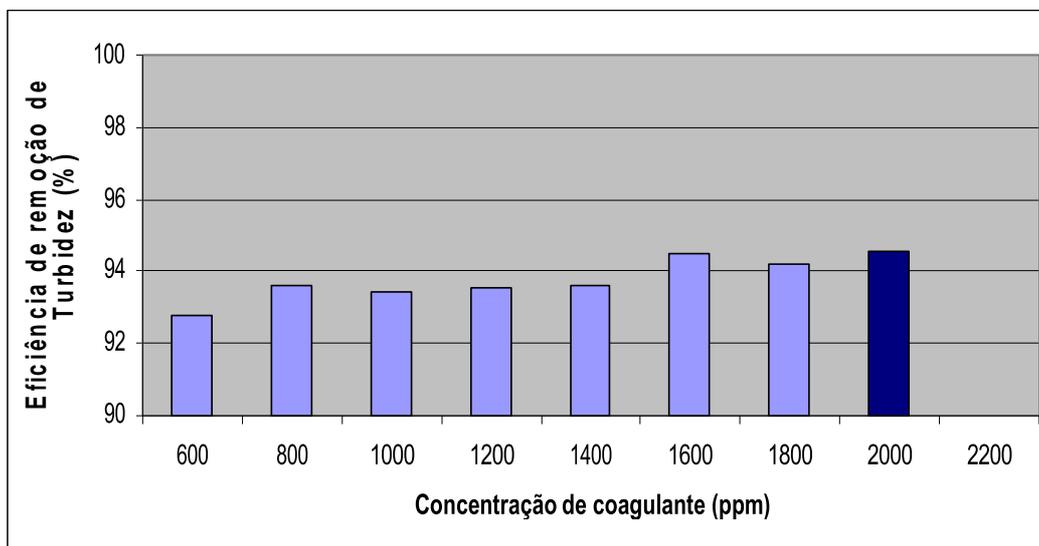


Figura 13. Eficiência de remoção de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 1M e tempo de sedimentação de 60 min.

Os resultados apresentados na Figura 13 demonstram que a melhor remoção de Turbidez foi de 94,58% com a utilização de solução coagulante de moringa 2000 ppm com valor final de 4,22 NTU. A remoção para o lote 3, onde foi utilizada solução coagulante MO na concentração de 2000 ppm, foi de 95,13% com valor final de 3,9 NTU.

Destaca-se que o lote 3 foi utilizado para a realização do ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção descrito no item 4.4, sendo que os percentuais de remoção dos parâmetros DQO, Cor e Turbidez deste lote foram apenas citados para comparação com os valores obtidos do lote 1.

VAZ (2009) verificou em seus estudos uma remoção de 92,9% de Turbidez para efluentes galvânicos submetidos a ensaios de coagulação/floculação com coagulante *moringa oleífera* com 200 ppm de concentração, tempo de sedimentação de 20 min e Turbidez do efluente bruto na ordem de 300 NTU.

KATAYON *et al.* (2007) afirmaram que a *moringa oleífera* não é um coagulante eficiente para águas de baixa turbidez devido a baixa taxa de contato interpartículas, sendo que o uso de doses elevadas do coagulante levaram ao aumento da turbidez do efluente tratado. Neste trabalho a turbidez do efluente bruto nos lotes utilizados foi maior do que 70 NTU.

A Tabela 7 mostra os valores de pH do efluente galvânico após ensaio de coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO e tempos de sedimentação de 15, 30, 45 e 60 minutos.

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados sem correção do pH do efluente.

Tabela 7. pH do efluente galvânico após tratamento coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO e tempos de sedimentação.

Tempo de sedimentação	Concentração de MO (ppm)								
	600	800	1000	1200	1400	1600	1800	2000	2200
	pH								
15 min	5,88	6,02	6,05	5,99	6,07	6,04	6,10	5,97	5,80
30 min	5,92	6,05	6,11	6,00	6,09	6,11	6,07	6,03	6,24
45 min	5,93	6,04	6,08	6,02	5,99	6,02	6,02	5,89	6,41
60 min	5,89	6,09	6,04	5,98	6,01	5,97	6,08	6,11	5,93

Os resultados obtidos na Tabela 7 demonstraram concordância com os estudos realizados por NDABIGENGESERE & NARASIAH (1998), onde os autores relataram que a *moringa oleífera* usada como coagulante não altera significativamente o pH das águas tratadas. Conforme a Tabela 7 verifica-se que o pH do efluente tratado não sofreu alterações significativas nas condições estudadas de concentração do coagulante MO e os diferentes tempos de sedimentação.

Este resultado é importante, pois, muitos coagulantes inorgânicos alteram o pH das águas tratadas, o que torna necessário a correção do mesmo, ou seja, custo financeiro e operacional adicional no processo industrial.

A Figura 14 apresenta os resultados das análises de DQO do efluente após o ensaio de coagulação/floculação e dos tempos de sedimentação para o lote 2 tratado com *moringa oleífera* em solução NaCl 0,1M.

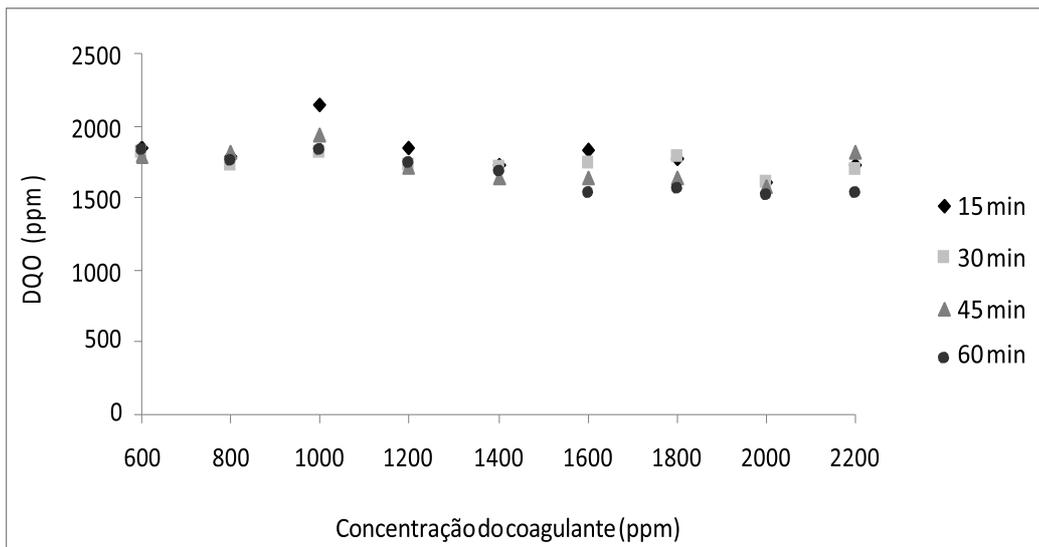


Figura 14. Valores de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 0,1M.

Verifica-se na Figura 14 que o melhor resultado para DQO foi de 1513 mg/L com tempo de sedimentação de 60 min contra 353 mg/L resultante da coagulação com moringa em solução NaCl 1M.

A Figura 15 apresenta a eficiência de remoção de DQO nas diferentes concentrações de coagulante em solução de NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min.

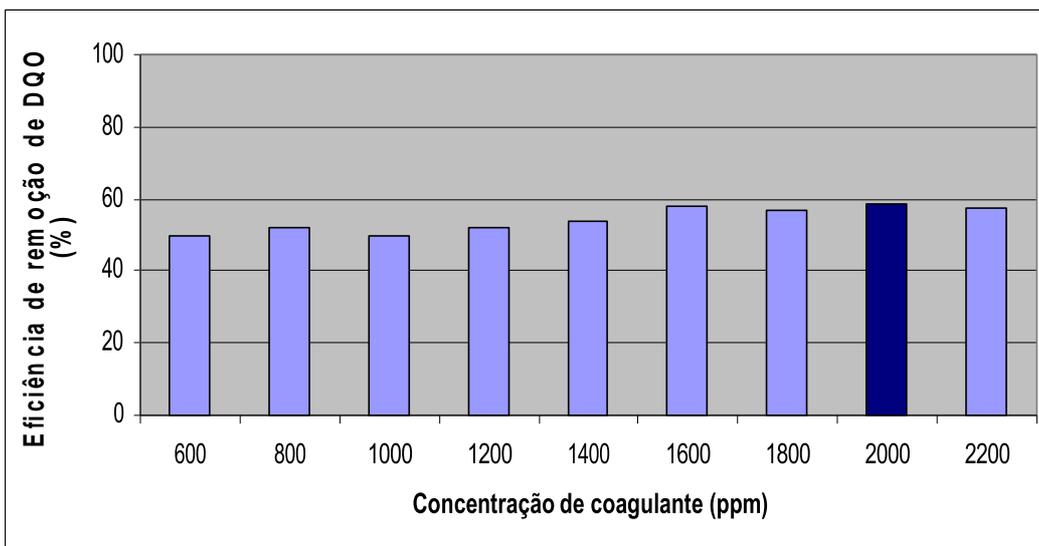


Figura 15. Eficiência de remoção de DQO do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min.

Os resultados apresentados na Figura 15 demonstram que a melhor remoção de DQO foi de 58,32% com a utilização de coagulante moringa a 2000 ppm em solução salina 0,1M, valor inferior ao obtido com a utilização de coagulante moringa a 2000 ppm em solução salina 1M, que foi de 90,49% para o lote 1.

A Figura 16 apresenta os resultados das análises de Cor do efluente após coagulação/floculação e dos tempos de sedimentação para o lote 2 tratado com MO em solução NaCl 0,1M.

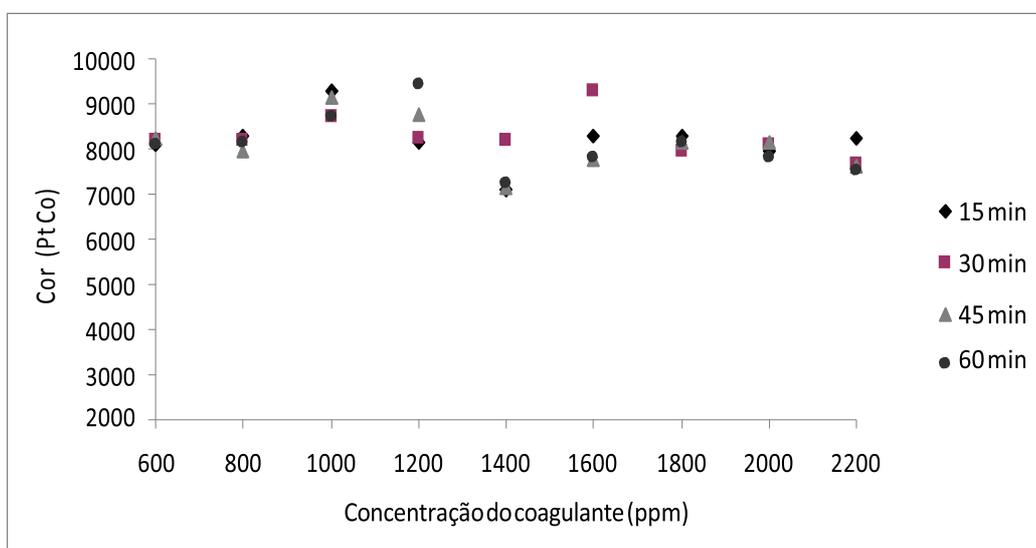


Figura 16. Valores de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 0,1M.

Na Figura 16 verifica-se que o menor resultado de Cor foi de 7100 PtCo/L obtido com solução coagulante 1400 ppm e tempo de sedimentação de 15 minutos, superior a 2110 PtCo/L obtido na coagulação com *moringa oleífera* em solução NaCl 0,1M a 1600 ppm e tempo de sedimentação de 45 minutos.

A Figura 17 apresenta a eficiência de remoção de Cor nas diferentes concentrações de coagulante em solução de NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 15 minutos.

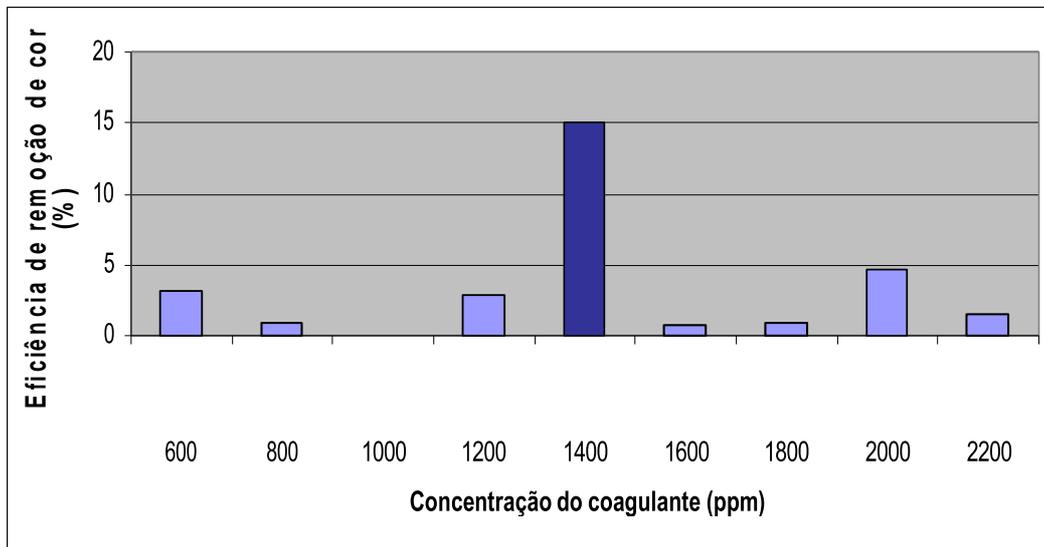


Figura 17. Eficiência de remoção de Cor do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas de coagulante MO em NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 15 min.

Os resultados apresentados na Figura 17 demonstram que a melhor remoção de Cor foi de 15,07% com a utilização de coagulante moringa a 1400 ppm em solução salina 0,1M, valor inferior ao obtido com a utilização de coagulante moringa a 1600 ppm em solução salina 1M e tempo de sedimentação de 45 minutos, que foi de 78,34% para o lote 1.

A Figura 18 apresenta os resultados das análises de Turbidez do efluente após coagulação/floculação e dos tempos de sedimentação para o lote 2 tratado com MO em solução NaCl 0,1M.

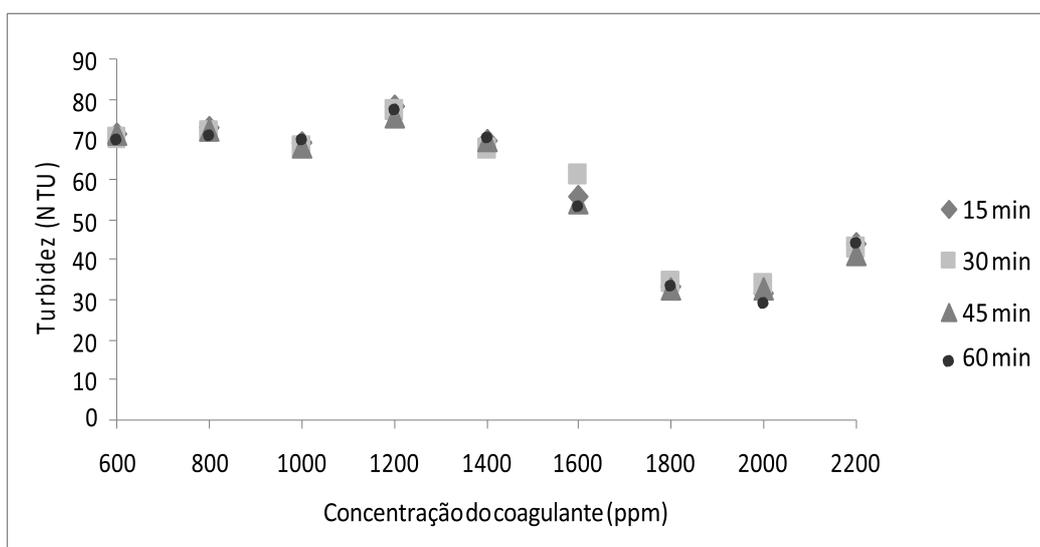


Figura 18. Valores de turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações estudadas do coagulante MO em NaCl 0,1M.

Na Figura 18 observa-se que o menor resultado de Turbidez foi de 29 NTU obtido com solução coagulante 2000 ppm e tempo de sedimentação de 60 minutos. Os testes realizados com solução salina 1M apresentaram menor resultado (4,22 NTU) obtido na coagulação com moringa a 2000 ppm e tempo de sedimentação de 60 minutos.

A Figura 19 apresenta a eficiência de remoção de Turbidez nas diferentes concentrações de coagulante em solução de NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min.

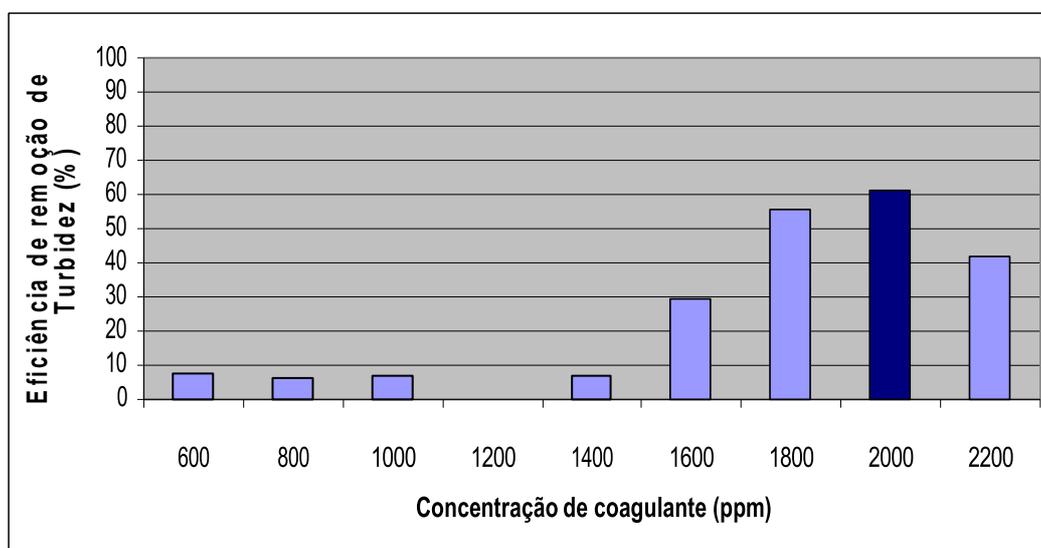


Figura 19. Eficiência de remoção de Turbidez do efluente galvânico após coagulação/floculação nas diferentes concentrações de coagulante em solução de NaCl 0,1M e tempo de sedimentação de 60 min.

A Figura 19 demonstra que a melhor remoção de Turbidez foi de 61,49% com a utilização de solução coagulante de moringa 2000 ppm. Valor baixo em relação ao obtido com coagulante em solução de NaCl 1M, que foi de 95,13% para o lote 3.

MADRONA *et al.* (2010) observaram que a remoção de compostos que dão cor e turbidez à água pode ser influenciada pela quantidade de proteína extraída das sementes de *moringa oleífera* e também pela quantidade de sal presente no coagulante. Em seus ensaios utilizaram-se diferentes concentrações de soluções de KCL, sendo que com a concentração de 0,1 M de KCL a solução de moringa tinha a mesma quantidade de proteína que na solução de moringa extraída com

KCl 1,0 M e que ambas tinham uma quantidade muito superior de proteína que uma solução de moringa extraída apenas com água destilada. Destas soluções a que apresentou melhores resultados foi a solução de moringa extraída com KCl 1,0 M, removendo 96% de turbidez e 82% de cor contra 79% e 72% de remoção para aqueles parâmetros com solução de moringa extraída com KCl 0,1M.

PRASAD (2009) utilizou diferentes sais (NaCl, KCl, NH₄Cl, NaNO₃ e KNO₃) para a extração do coagulante de moringa. Após extração os coagulantes foram utilizados para verificar a remoção de cor de águas residuárias de destilaria. O autor utilizou para o preparo soluções salinas 0,25 M e relatou que os melhores sais para extração foram o NaCl e KCl. A faixa de pH estudada foi 7,0 e 8,5; as remoções de cor alcançaram 56% e 67% para os sais NaCl e KCl respectivamente.

Uma vez que dos três parâmetros (DQO, Cor e turbidez) previamente analisados após os testes de coagulação/floculação dois apresentaram melhor remoção com concentração de moringa de 2000 ppm em solução salina 1M (DQO e Turbidez), foram analisadas as concentrações dos metais Cr, Zn, Cu e Ni do efluente submetido dos ensaios de coagulação/floculação com aquela concentração de moringa.

As Tabelas 8, 9 e 10 mostram os resultados das concentrações dos metais Cr, Zn, Cu e Ni antes e após os testes de coagulação/floculação para os lotes 1,2 e 3.

Tabela 8. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico tratado nas melhores condições de coagulação/floculação MO extraída com NaCl 1M (lote 1).

Metal	Concentração (ppm) no efluente bruto	Concentração (ppm) no efluente após coagulação/floculação	Eficiência de remoção (%)
Cr	4329,6	3568,3	17,58
Zn	10,11	1,617	84,01
Cu	3,745	1,831	51,11
Ní	42,84	32,24	24,74

Tabela 9. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvanizado tratado nas melhores condições de coagulação/floculação MO extraída com NaCl 0,1M (lote 2).

Metal	Concentração (ppm) no efluente bruto	Concentração (ppm) no efluente após coagulação/floculação	Eficiência de remoção (%)
Cr	5137,8	4941,6	3,82
Zn	13,51	6,62	51,00
Cu	4,44	3,11	29,95
Ní	60,11	51,9	13,66

Tabela 10. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvanizado tratado nas melhores condições de coagulação/floculação MO extraída com NaCl 1M (lote 3).

Metal	Concentração (ppm) no efluente bruto	Concentração (ppm) no efluente após coagulação/floculação	Eficiência de remoção (%)
Cr	4580,66	3422,30	25,29
Zn	10,92	1,71	84,30
Cu	4,56	2,33	48,90
Ní	44,26	33,81	23,61

Conforme as Tabelas 8, 9 e 10 verifica-se que as eficiências de remoção dos íons metálicos do efluente galvanizado estudado foram significativas, principalmente para o íon zinco, sendo que para os lotes 1 e 3, onde foi utilizado coagulante MO 2000 ppm em solução salina NaCl 1M as eficiências de remoção foram maiores.

Os valores obtidos no presente estudo se mostraram superiores aos obtidos por VAZ (2009), que foram 1,45 % de remoção para o cromo, 6,90 % para o cobre, 1,59 % para o níquel e não obteve remoção para o zinco com coagulante MO com um tempo de sedimentação de 30 min.

Apesar da boa capacidade de remoção dos parâmetros estudados, o efluente galvanizado submetido a coagulação/floculação com coagulante *moringa*

oleífera em solução salina 1M não apresentou condições de lançamento nos corpos hídricos.

O Instituto Ambiental do Paraná – IAP permite lançamento de águas residuárias com DQO máxima de 220 mg/L, ao passo que neste estudo o melhor resultado obtido foi de 353 mg/L após ensaio com o lote 1

O Ministério da Saúde, por meio de sua Portaria 518 exige que o parâmetro Cor seja de no máximo 15 PtCo/L para águas potáveis, sendo que após os ensaios de coagulação/floculação o parâmetro apresentou valor de 2110 PtCo/L para o lote 1.

O parâmetro Turbidez apresentou resultado satisfatório para lançamento em corpos hídricos para o efluente submetido a coagulação/floculação. O melhor valor obtido foi de 3,90 NTU para o lote 3, abaixo do valor de 5 NTU estipulado pela Portaria 518 do Ministério da Saúde para águas potáveis.

A Resolução CONAMA 357, de 17 de Março de 2005 estabelece o limite de 0,5 mg/L para o cromo, 5,0 mg/L para o zinco, 1,0 mg/L para o cobre e 2,0 mg/L para o níquel em efluentes para lançamento em corpos receptores. Nos testes realizados a concentração final de cromo foi de 3568,3 e 3422,3 mg/L para os lotes 1 e 3 respectivamente, bem acima do limite máximo de 0,5 mg/L estabelecido na legislação. O cobre apresentou concentração de 1,831 e 2,33 mg/L no efluente, acima do limite de 1,0 mg/L. A concentração de níquel no efluente foi de 32,24 e 33,81 mg/L contra 2,0 mg/L exigido na legislação. Somente o zinco apresentou resultados satisfatórios para o lançamento do efluente em corpos receptores submetido somente aos processos de coagulação/floculação. As concentrações obtidas após os ensaios de coagulação/floculação foram de 1,617 e 1,714 mg/L, abaixo do limite máximo de 5,0 mg/L estabelecido para Resolução CONAMA 357.

4.4. ENSAIO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ADSORÇÃO

Os ensaios de adsorção foram realizados com o efluente galvânico submetido a coagulação/floculação com coagulante MO com concentração de

2000 ppm em solução salina 1M, melhores condições obtidas nos ensaios de coagulação/floculação.

4.4.1. TESTES CINÉTICOS

A Figura 20 apresenta os resultados dos testes cinéticos para o íon metálico Cr do efluente galvânico tratado com 0,2 g de casca de semente de moringa e vagem após coagulação/floculação com tempos variando de 0 a 48 h.

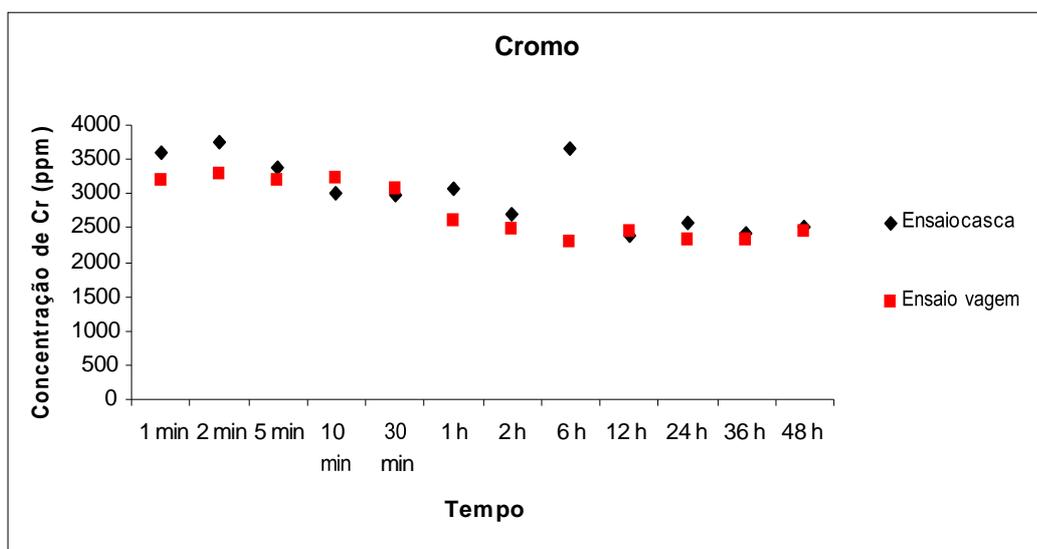


Figura 20. Ensaios cinéticos para o íon Cr do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato.

Observa-se na Figura 20, que o melhor resultado foi obtido com a vagem da MO com tempo de contato de 6 horas, com eficiência de remoção do íon Cr de 36,01% e 33,29% para o efluente tratado com casca de moringa com o tempo de contato de 12 horas.

PIRES *et al.* (2007) obtiveram uma eficiência de remoção de 57% de cromo de efluente sintético, concentração inicial do íon metálico de 5 mg/L, massa de adsorvente 50 mg e o tempo de contato de 10 minutos. Acredita-se que o valor superior de remoção de Cr pode ser atribuído a baixa concentração inicial do íon metálico quando comparado ao presente trabalho (3568,3 mg/L), bem como a massa de adsorvente utilizada (0,2 g).

A Figura 21 apresenta os resultados dos testes cinéticos para o íon metálico Zn do efluente galvânico tratado com 0,2 g de casca de semente de moringa e vagem após coagulação/floculação com tempos variando de 0 a 48 h.

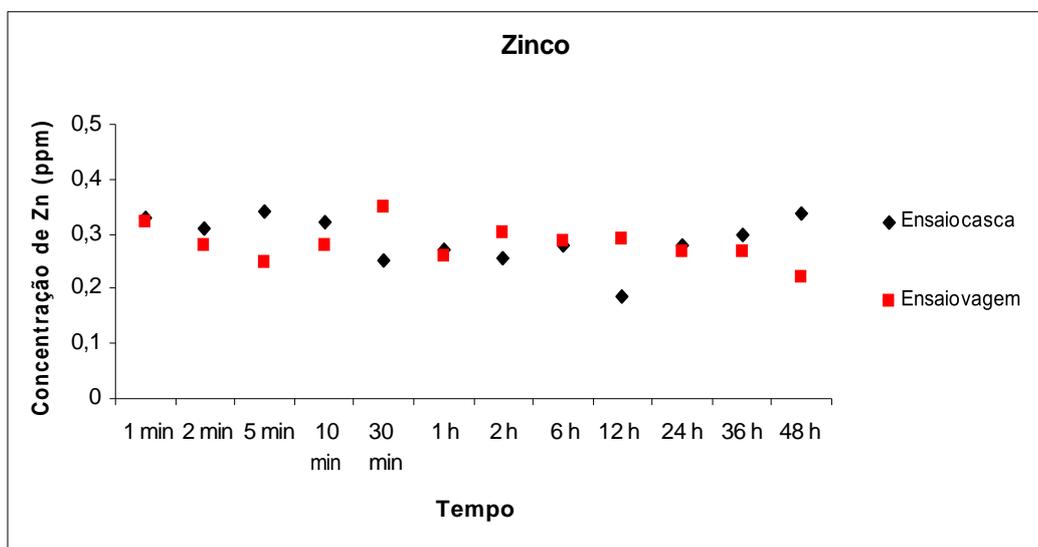


Figura 21. Ensaio cinéticos para o íon Zn do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato.

Observa-se na Figura 21 que o melhor resultado foi obtido com a casca da moringa com tempo de contato de 12 horas, com eficiência de remoção do íon Zn de 88,53%. Com a utilização da vagem de moringa a eficiência atingida foi de 86,46% com tempo de contato de 48 horas.

KALAVATHY & MIRANDA (2010), utilizaram efluente sintético para avaliarem a capacidade de remoção do íon zinco por 0,2 g de adsorvente carvão ativado de moringa em 100 mL de solução, temperatura de 30°C e sem ajuste de pH (6,4), obtendo remoção de 63,9% para concentração inicial de íon zinco de 30 mg/L.

A Figura 22 apresenta os resultados dos testes cinéticos para o íon metálico Cu do efluente galvânico tratado com 0,2 g de casca de semente de moringa e vagem após coagulação/floculação com tempos variando de 0 a 48 h.

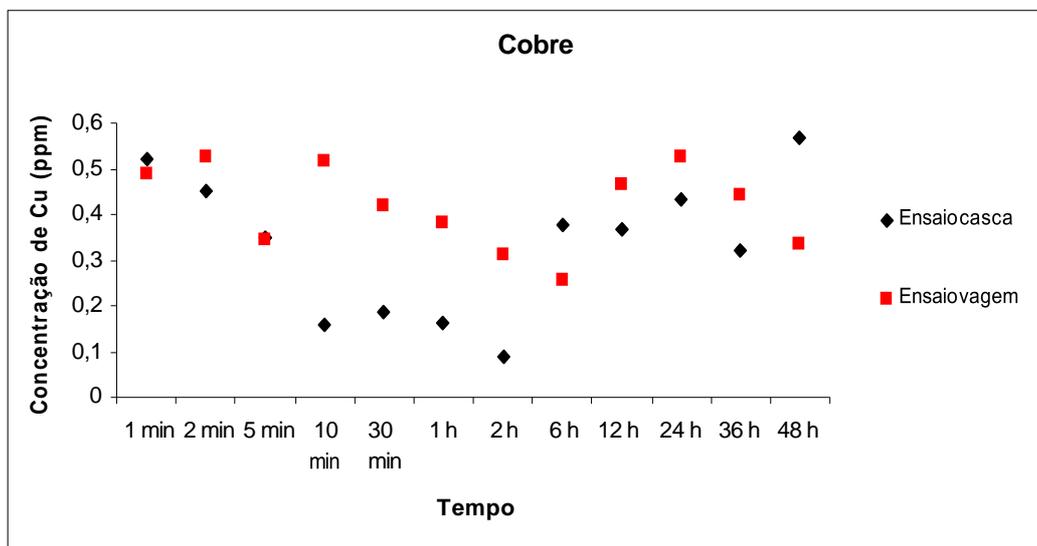


Figura 22. Ensaio cinético para o íon Cu do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato.

Na figura 22 pode-se verificar que os melhores resultados foram obtidos com a casca da moringa com tempo de contato de 2 horas com eficiência de remoções do íon Cu de 95,06% e 86,13% do efluente tratado com vagem de moringa em um tempo de contato de 6 horas.

PIRES *et al.*, (2007) obtiveram remoção de 65,3% do íon metálico cobre em efluente sintético na concentração de 5 mg/L utilizando 50 mg de semente de moringa como adsorvente e tempo de contato de 10 minutos. Esta baixa remoção do íon cobre em relação a eficiência obtida neste trabalho pode ter sido causada pela concentração mais elevada do íon no efluente pré tratado com coagulação/floculação (1,831 mg/L), pela baixa quantidade de adsorvente utilizada ou pelo tempo de contato reduzido.

A Figura 23 apresenta os resultados dos testes cinéticos para o íon metálico Ni do efluente galvânico tratado com 0,2 g de casca de semente de moringa e vagem após coagulação/floculação com tempos variando de 0 a 48 h.

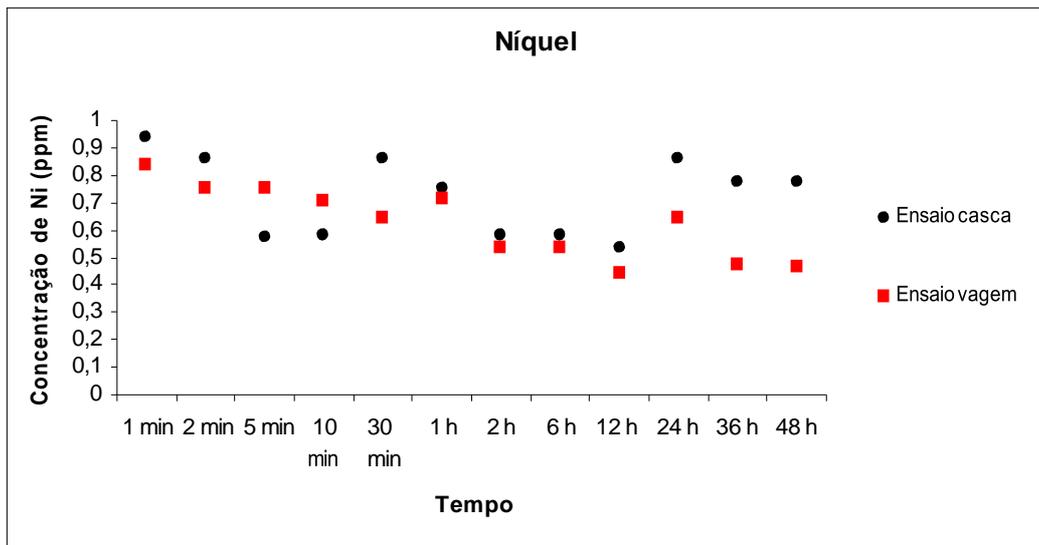


Figura 23. Ensaio cinético para o íon Ni do efluente galvânico nos diferentes tempos de contato.

Observa-se pela Figura 23 que os melhores resultados foram obtidos com a vagem da moringa com tempo de contato de 12 horas, com eficiências de remoções de 98,62% e 98,34% do efluente tratado com casca de moringa e com tempo de contato de 12 horas.

KALAVATHY & MIRANDA (2010) obtiveram em seus experimentos uma remoção de 88,36% de níquel para efluente sintético com concentração de metal de 30 mg/L em 0,2 g de carvão ativado de moringa para amostras de 100 mL a temperatura de 30°C e pH natural (6,4). As variáveis utilizadas são praticamente as mesmas utilizadas neste trabalho, pois a concentração de íon níquel era de 32,34 mg/L. O tempo de contato utilizado foi menor do que o tempo verificado neste estudo, que foi de 4 horas. Este fato pode ter contribuído para a eficiência menor de remoção do íon Ni em relação a este trabalho.

4.4.2. VARIAÇÃO DAS MASSAS

Optou-se em realizar esta etapa utilizando a vagem da moringa com tempo de contato de 6 horas em função dos melhores resultados de remoção para os íons metálicos com concentração inicial mais elevada e com grau de toxicidade maior (Cr e Ni). A concentração do íon Cr após coagulação era de 3422,3 mg/L e do íon Ni de 33,81 mg/L para o lote 3. Já os íons Zn e Cu tinham concentração de 1,714 e 2,33 mg/L respectivamente.

A Figura 24 apresenta os resultados dos testes de variação das massas da vagem de moringa na adsorção do íon Cr do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação com tempo de contato de 6 horas.

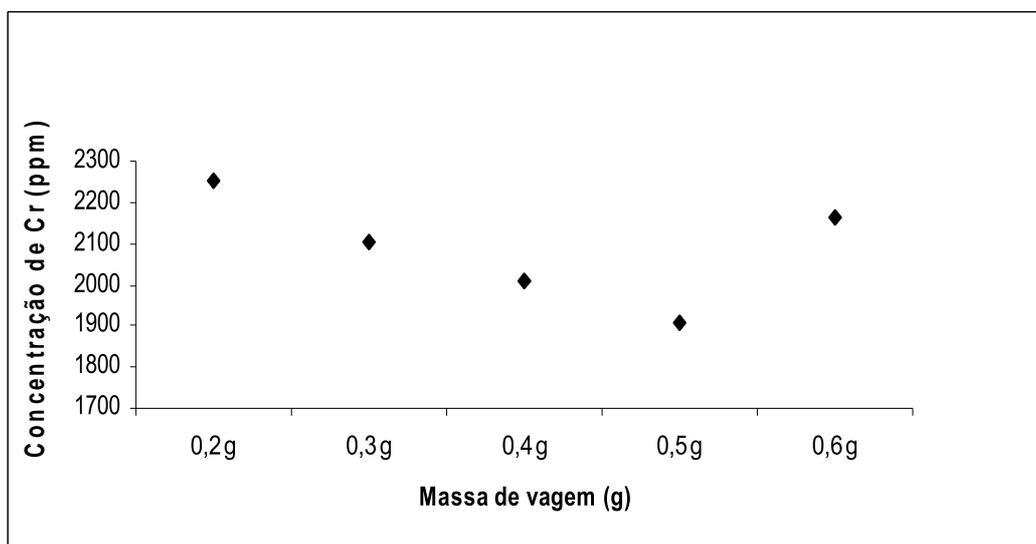


Figura 24. Concentração de íon Cr do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.

A Figura 25 apresenta os resultados dos testes de variação das massas da vagem de moringa na adsorção do íon Zn do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação com tempo de contato de 6 horas.

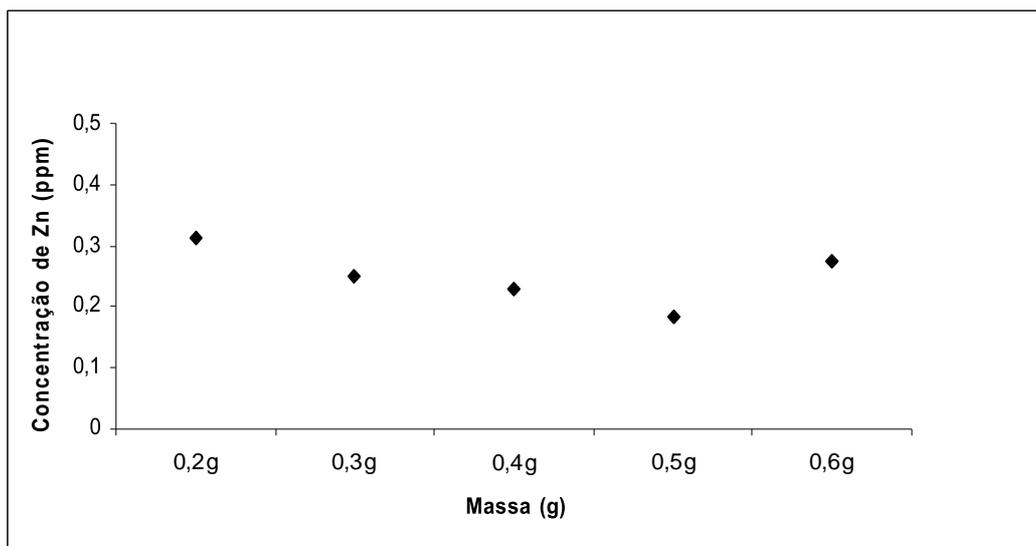


Figura 25. Concentração de íon Zn no efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.

A Figura 26 apresenta os resultados dos testes de variação das massas da vagem de moringa na adsorção do íon Cu do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação com tempo de contato de 6 horas.

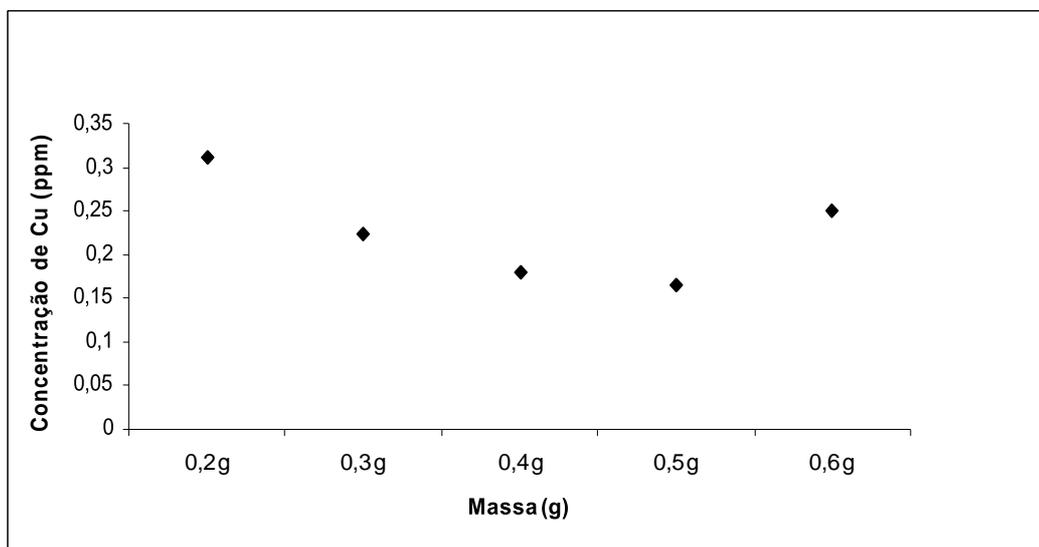


Figura 26. Concentração de íon Cu no efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.

A Figura 27 apresenta os resultados dos testes de variação das massas da vagem de moringa na adsorção do íon Ni do efluente galvânico submetido a coagulação/floculação com tempo de contato de 6 horas.

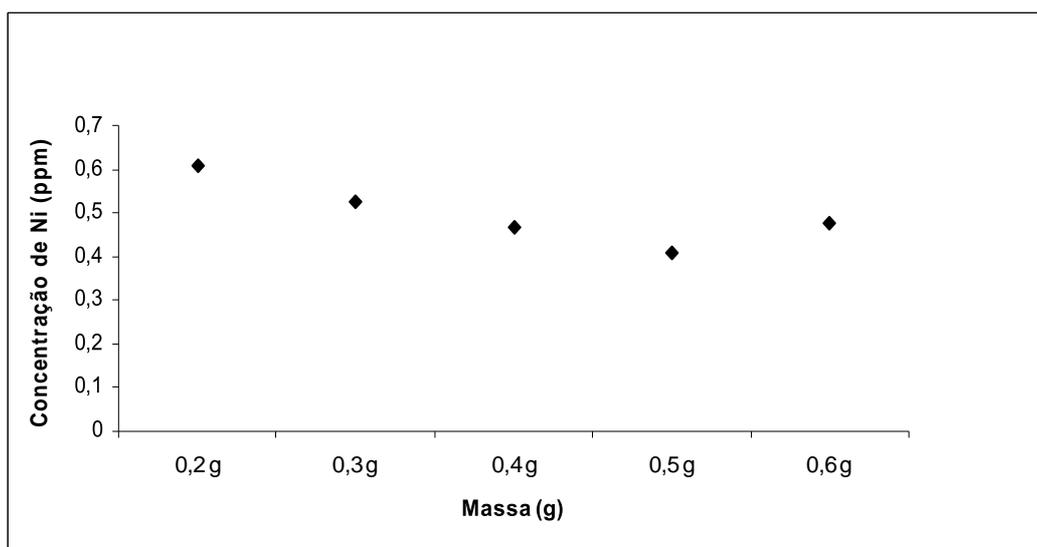


Figura 27. Concentração de íon Ni no efluente galvânico submetido a coagulação/floculação/adsorção em diferentes massas do adsorvente vagem de moringa com tempo de contato de 6 horas.

Observa-se, nas Figuras 24 a 27 que para os íons metálicos estudados a massa de vagem de moringa que apresentou melhores resultados de remoção foi de 0,5 g.

A Tabela 11 apresenta as eficiências de remoção dos metais para cada massa de vagem de moringa utilizada na adsorção após o ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção com tempo de contato de 6 horas.

Tabela 11. Eficiência de remoção dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni do efluente galvânico na adsorção para diferentes massas de vagem de moringa e tempo de contato de 6 horas após ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção

Íon metálico	Massa (g)	Eficiência de remoção (%)
Cr	0,2	34,20
	0,3	38,47
	0,4	41,27
	0,5	44,27
	0,6	36,70
Zn	0,2	81,74
	0,3	85,44
	0,4	86,70
	0,5	89,18
	0,6	84,04
Cu	0,2	86,69
	0,3	90,45
	0,4	92,25
	0,5	92,92
	0,6	89,12
Ni	0,2	98,20
	0,3	98,44
	0,4	98,62
	0,5	98,80
	0,6	98,59

Na Tabela 11, verifica-se que na maioria das variações de massa houve aumento na eficiência de remoção para todos os íons metálicos. Entretanto, para a variação de massa de 0,5 para 0,6 g de adsorvente houve diminuição dessa eficiência.

O mesmo comportamento foi observado por KALAVATHY & MIRANDA (2010), os quais verificaram em seus experimentos diminuição da capacidade de adsorção de Cu, Zn e Ni em efluente sintético quando tratado com carvão ativado de moringa quanto ocorria aumento progressivo da massa. Isso se deve ao fato de que em altas dosagens de adsorvente a concentração dos metais no efluente diminui e o sistema alcança o equilíbrio com baixas quantidades dos íons metálicos adsorvidos pela moringa, indicando que os sítios da moringa permanecem insaturados. Isso ocorre porque o número de sítios ativos por grama de adsorvente não aumenta proporcionalmente e por isso há uma diminuição regular na capacidade de adsorção.

Conforme os resultados obtidos na Tabela 11, verifica-se que o adsorvente vagem da moringa apresenta uma diferença de afinidade pelos íons metálicos presentes no efluente galvânico estudado. Essa ordem de preferência pelo íon metálico pode estar associada a diferentes fatores como estrutura do adsorvente e as propriedades químicas dos metais.

No presente estudo também deve ser levado em consideração o fato da origem dos íons metálicos, pois o efluente galvânico estudado apresenta uma combinação de íons metálicos em sua composição, promovendo uma provável competição entre os mesmos para ocuparem os sítios do adsorvente vagem de MO.

Na adsorção alguns fatores afetam a preferência de um adsorvente por íons metálicos em solução e estão relacionados a parâmetros físico-químicos das soluções (pH, temperatura, etc.), propriedades específicas da superfície do adsorvente (grupos funcionais, estrutura, etc.) e as propriedades dos metais (configuração do elétron, eletronegatividade, raio iônico, potencial de redução, etc.).

Na Tabela 12 destacam-se algumas propriedades físicas e químicas dos quatro íons (Cr, Ni, Cu e Zn).

Tabela 12. Correlação de algumas propriedades físico-químicas dos íons metálicos Cr, Ni, Cu e Zn.

Propriedades	Cr	Ni	Cu	Zn
Configuração	[Ar]3d ⁵ 4s ¹	[Ar] 3d ⁸ 4s ²	[Ar]3d ¹⁰ 4s ¹	[Ar]3d ¹⁰ 4s ²
Eletronegatividade	1,66	1,91	1,90	1,65
Raio iônico (Å)	0,61	0,69/0,57	0,73	0,74
Potencial de ionização (Kcal/mol)	157	176	178	216
Nº de coordenação	8	12	12	12
Potencial de redução (V)	-0,74	-0,23	0,34	- 0,76

Fonte: LEE (1964)

Para MOREIRA (2004) as propriedades iônicas dos íons metálicos podem ser significativas na adsorção por diferentes adsorventes. As propriedades iônicas tais como eletronegatividade, o potencial de ionização, o raio iônico e o potencial de redução padrão são bons indicadores da capacidade de adsorção para sistemas monocomponentes e multicomponentes de íons metálicos. Os íons metálicos com maior eletronegatividade serão atraídos fortemente pela superfície do adsorvente. Um raio iônico menor implica que mais moléculas podem ser adsorvidas mais facilmente pelo adsorvente, pois nestes casos a distância entre os íons é maior e conseqüentemente menor será a interação.

A ordem de afinidade dos íons cromo, níquel, cobre e zinco segue a seguinte ordem: Ni > Cu > Zn > Cr, entretanto a ordem de preferência de adsorção do metal pode não seguir necessariamente as tendências gerais descritas acima, pois o comportamento observado pode resultar de uma combinação de todos os fatores acima.

Os parâmetros DQO, Cor e Turbidez também foram avaliados após a adsorção do ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção, de modo que suas eficiências de remoção na adsorção foram de 19,51 % para a DQO, 61,43% para a Cor e 3,59 % para Turbidez quando utilizada massa de vagem de 0,5 g e pH natural (5,74).

4.4.3. VARIAÇÃO DO pH

A Figura 28 apresenta os resultados dos testes de variação do pH do efluente galvânico tratado com 0,5 g de vagem de moringa como adsorvente para adsorção do íon Cr e tempo de contato de 6 horas.

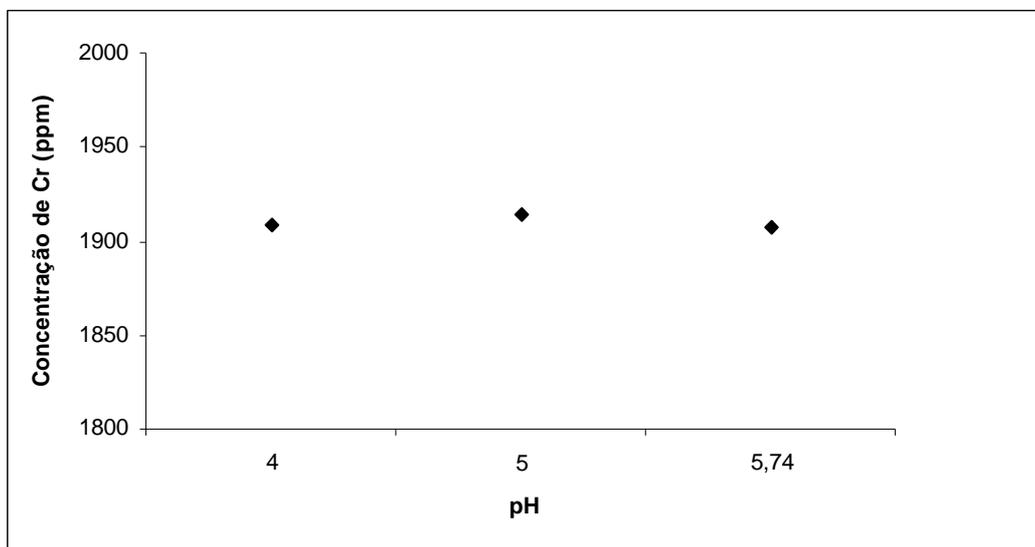


Figura 28. Remoção do íon Cr do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção pela vagem de moringa para diferentes pH.

A Figura 29 apresenta os resultados dos testes de variação do pH do efluente galvânico tratado com 0,5 g de vagem de moringa como adsorvente para adsorção do íon Zn e tempo de contato de 6 horas.

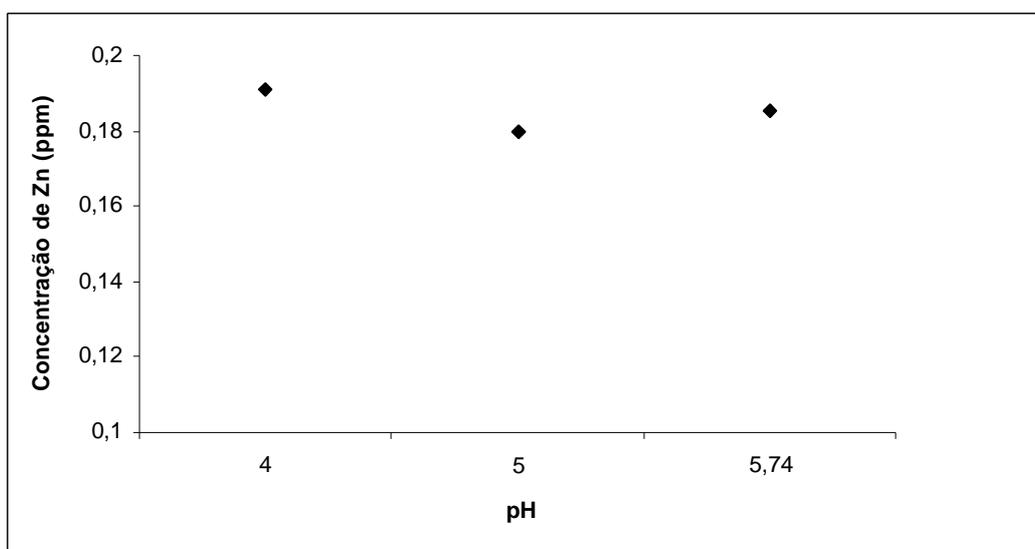


Figura 29. Remoção do íon Zn do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção pela vagem de moringa para diferentes pH.

A Figura 30 apresenta os resultados dos testes de variação do pH do efluente galvânico tratado com 0,5 g de vagem de moringa como adsorvente para adsorção do íon Cu e tempo de contato de 6 horas.

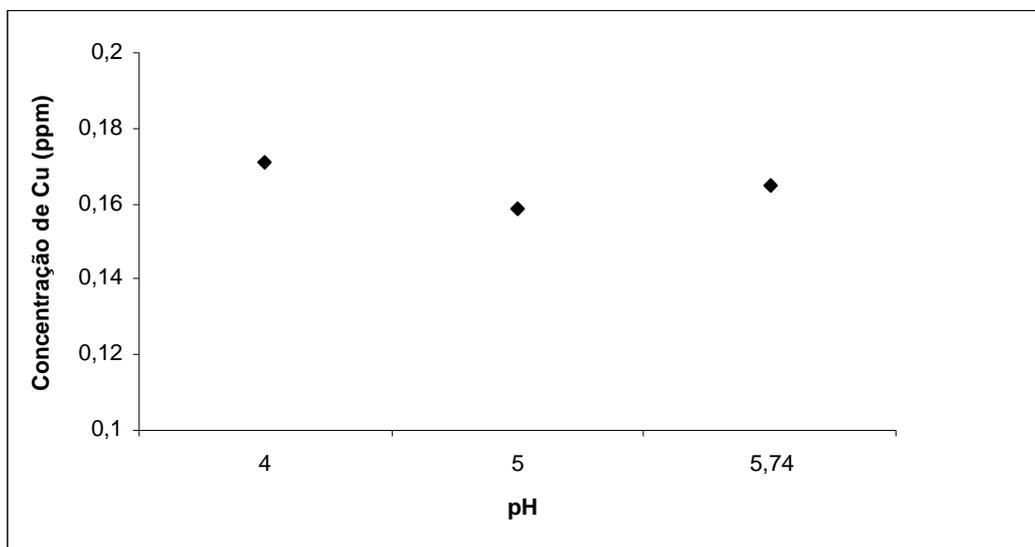


Figura 30. Remoção do íon Cu do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção pela vagem de moringa para diferentes pH.

A Figura 31 apresenta os resultados dos testes de variação do pH do efluente galvânico tratado com 0,5 g de vagem de moringa como adsorvente para adsorção do íon Ni e tempo de contato de 6 horas.

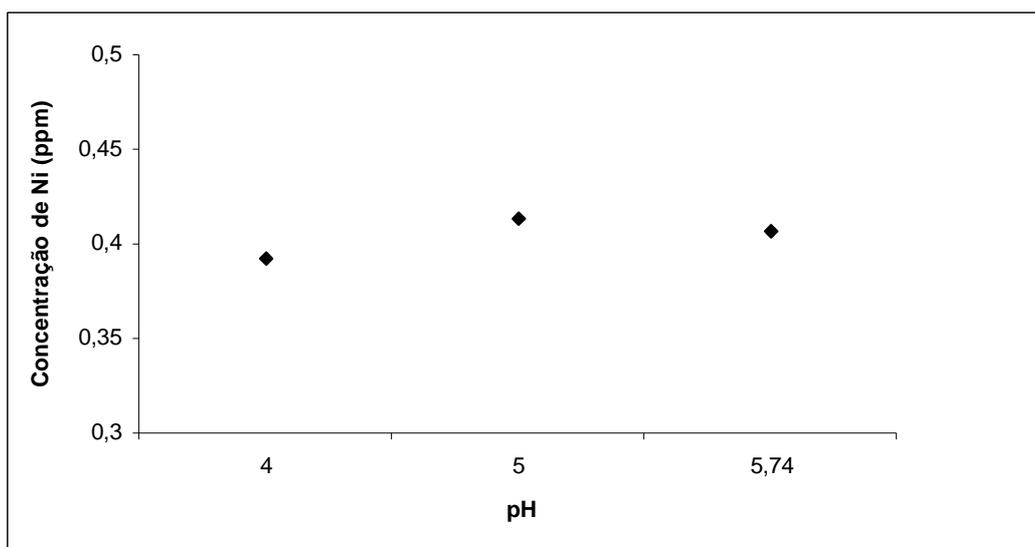


Figura 31. Remoção do íon Ni do efluente tratado com tempo de contato de 6 horas nos ensaios de adsorção pela vagem de moringa para diferentes pH.

A Tabela 13 apresenta o resumo do comportamento em relação as concentrações dos íons metálicos estudados para os diferentes valores de pH e a eficiência de remoção da adsorção dos mesmos após ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção.

Tabela 13. Concentração dos íons metálicos Cr, Zn, Cu e Ni no efluente galvânico para diferentes pH com massa de vagem de moringa de 0,5 g e tempo de contato de 6 horas e eficiência de remoção da adsorção após ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção.

Metal	pH	Concentração final (ppm)	Eficiências de remoção (%)
Cromo	4	1908,3	44,24
	5	1913,7	44,08
	5,74	1907,4	44,27
Zinco	4	0,1911	88,85
	5	0,1795	89,52
	5,74	0,1855	89,18
Cobre	4	0,1710	92,66
	5	0,1585	93,18
	5,74	0,1650	92,92
Níquel	4	0,3920	98,84
	5	0,4130	98,78
	5,74	0,4065	98,80

Conforme a Tabela 13, verifica-se que não ocorreu variação significativa na eficiência de remoção dos íons metálicos estudados nas diferentes variações de pH do efluente. Acredita-se que a faixa de pH estudada encontra-se dentro do melhor pH de remoção dos íons metálicos.

Um fator importante é que o pH natural do efluente galvânico está dentro do pH favorável a adsorção dos íons metálicos (Cu, Ni, Zn e Cr), não sendo necessário o ajuste do mesmo. Para a indústria esse comportamento é um ponto importante, pois significa economia no tratamento do efluente galvânico.

Na Tabela 13 verifica-se também comportamento similar ao obtido na variação da massa de adsorvente, isto é, ordem de afinidade dos íons metálicos pelo adsorvente vagem da moringa.

SHARMA *et al.* (2007) estudaram a capacidade de remoção dos íons metálicos Cr e Ni pela semente de MO em solução sintética. Os autores obtiveram uma remoção de 85,10% de Cr em pH 6,5 e 75,64% de Ni em pH 7,5.

No presente estudo os valores de remoção dos mesmos íons metálicos foram diferentes dos obtidos por SHARMA *et al.* (2007). Acredita-se que o pH tenha sido um fator importante na variação de remoção dos metais e também o fato de o efluente ser sintético, o que evita a interferência de outros compostos presentes no meio como é o caso dos efluentes de galvanoplastia.

KALAVATHY & MIRANDA (2010) observaram aumento da capacidade de adsorção de Cu, Zn e Ni em efluente sintético com concentração dos íons de 30 mg/L quando tratado com 0,2 g de carvão ativado de moringa e aumento progressivo do pH de 2 a 10. Na faixa de pH de 2 a 4 verificaram que a adsorção era pequena, mas a medida que se aumentava o pH acima de 6 a capacidade de adsorção aumentava rapidamente, de modo que a capacidade de adsorção do íon Cu aumentou de 1 mg.g⁻¹ em pH 2 para 13 mg.g⁻¹ em pH 10. Com este mesmo aumento progressivo do pH a adsorção do íon Zn passou de 3 mg.g⁻¹ para 12 mg.g⁻¹ e do íon Ni de 6 mg.g⁻¹ para 14 mg.g⁻¹.

Após o tratamento combinado de coagulação/floculação/adsorção os melhores resultados para adsorção apontaram eficiência de 89,52% de remoção de zinco do efluente com pH 5, adsorvente vagem de moringa e tempo de contato de 6 horas. A remoção de cobre foi de 95,06% no efluente com pH natural (5,85 para o lote 1), adsorvente casca de moringa e tempo de contato de 2 horas. A remoção de níquel apresentou eficiência de 98,84% no efluente com pH 4, adsorvente vagem de moringa e tempo de 6 horas. A remoção de cromo foi a menor dentre os metais, ficando em 44,27% no efluente em pH natural (5,74 para o lote 3), adsorvente vagem e tempo de contato de 6 horas. Os resultados foram obtidos com massa de vagem de moringa de 0,5 g, com exceção ao cobre, cujo melhor resultado foi obtido com casca de moringa com massa de 0,2 g. Para os parâmetros DQO, Cor e Turbidez as eficiências foram de 19,51%, 61,43% e

3,59% para tratamento com 0,5 g de vagem de moringa com pH natural do efluente de 5,74

As eficiências globais de remoção dos metais, quando considerado o ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção, foram de 58,36% para o cromo, 98,36% para o zinco, 97,58% para o cobre e 99,11% para o níquel. Para DQO, Cor e Turbidez foram de 91,41%, 90,77% e 95,31%.

Apesar dos resultados demonstrarem altos índices de remoção de DQO, Cor, Turbidez e dos metais zinco, cobre e níquel, o efluente não apresentou condições de lançamento devido aos valores finais obtidos para DQO e Cor (330 mg/L e 860 PtCo/L, respectivamente) e para o cromo (1907,4 mg/L), que são ainda elevados quando comparados a legislação.

Para o parâmetro Turbidez, que já apresentava valor compatível com o estabelecido na legislação apenas com ensaio de coagulação/floculação (3,90 NTU), verificou-se redução ainda maior após o ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção, sendo atingido valor final de 3,76 NTU, abaixo do valor máximo de 5 NTU permitido.

As concentrações finais de zinco, cobre e níquel também ficaram dentro da faixa de lançamento nos corpos receptores, sendo seus valores finais de 0,1855 mg/L, 0,0905 mg/L e 0,392 mg/L (ver apêndice), abaixo dos padrões máximos de lançamento de 5 mg/L, 1,0 mg/L e 2,0 mg/L respectivamente.

Dessa forma, verifica-se a necessidade da utilização de tratamentos adicionais que possam ser combinados ao tratamento por coagulação/floculação/adsorção utilizando a MO para atendimento dos padrões vigentes de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

O processo de tratamento por coagulação/floculação do efluente de galvanoplastia utilizando semente de *moringa oleífera* como coagulante em solução salina 1M conseguiu alcançar resultados consistentes para os parâmetros DQO, Cor e Turbidez. Para o estudo da remoção de íons metálicos (Cu, Zn, Ni e Cr) as remoções mais significativas foram para o Zinco e o Cobre, entretanto para o Cromo e o Níquel as remoções foram menores.

Assim sendo, as principais conclusões a partir destes resultados são:

- As remoções máximas encontradas para os parâmetros DQO, Cor, Turbidez, Cr, Zn, Cu e Ni foram 90,49%, 78,34%, 95,13%, 25,29%, 84,30%, 51,11%, e 24,74%, respectivamente;
- As condições de ensaio para as máximas remoções foram: concentração de MO de 2000 mg/L para os parâmetros DQO, Turbidez e os íon metálicos estudados e 1600 mg/L para o parâmetro Cor. Em termos de solução salina a concentração ideal para obtenção de máximas remoções foi de 1M para todas as variáveis.

Para o estudo combinado de coagulação/floculação/adsorção dos íons metálicos e parâmetros DQO, Cor e Turbidez foram estabelecidas as seguintes conclusões:

- Assumidas as melhores condições de coagulação/floculação, o estudo cinético determinou efeito do tempo de contato e comportamento dos adsorventes casca e vagem de moringa na adsorção dos íons metálicos. Concluiu-se que o processo de adsorção tem seu ponto máximo de remoção no tempo de 6 h com adsorvente vagem para o cromo, 12 h com adsorvente casca para o zinco, 2 h com adsorvente casca para o cobre e 12 h com adsorvente vagem para o níquel;
- Com relação ao efeito da massa de adsorvente a melhor condição correspondeu a massa de 0,5 g de vagem;

- A investigação da influência do pH na eficiência de adsorção revelou que a faixa de pH estudada encontra-se dentro do melhor pH de remoção dos íons metálicos. As amostras submetidas a ajuste de pH não apresentaram uma maior eficiência de remoção dos íons metálicos estudados em relação aquela sem ajuste de pH (natural);
- As remoções máximas encontradas para os parâmetros DQO, Cor, Turbidez, Cr, Zn, Cu e Ni foram 91,41%, 90,77%, 95,31%, 58,36%, 98,36%, 97,58%, e 99,11%, respectivamente.

A partir dos resultados obtidos no processo coagulação/floculação/adsorção, são feitas algumas sugestões e recomendações para estudos futuros complementares:

- Realização de um estudo de custo-benefício resultante da implementação das tecnologias de tratamento abordadas neste trabalho;
- Investigação da eficiência de outros adsorventes naturais;
- Aumento da variação de massa de adsorvente para possibilitar o estudo das isotermas de adsorção;
- Estudo da eficiência de processos combinados de coagulação/floculação/adsorção/ultrafiltração;
- Investigação da influência do pH do efluente em faixa menor e maior do que a faixa estudada neste trabalho para adsorção de íons metálicos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKHTAR, M.; HASANY, S. M.; BHANGER, M. I.; IQBAL, S. **Sorption potencial of *Moringa oleifera* pods for the removal of organic pollutants from aqueous solutions.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 141, p. 546-556, 2007.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, New York: American Public Health Association, 1994.
- ARAÚJO, C. S. T. **Desenvolvimento de metodologia analítica para extração e pré-concentração de Au(I) utilizando a *moringa oleifera* lam.** Uberlândia: Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, 2009. 186 p. Tese (Doutorado).
- BHATIA, S.; OTHMAN, Z.; AHMAD, A. B. **Pretreatment of palm oil mill effluent (POME) using *Moringa oleifera* seed's as natural coagulant.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 145, p. 120-126, 2007.
- BHATTI, H. N.; MUMTAZ, B.; HANIF, M. A.; NADEEM, R. **Removal of Zn(II) ions from aqueous solution using *Moringa oleifera* Lam. (horseradish tree) biomass.** *Process Biochemistry*, n. 42, p 547-553, 2007.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 357 de 17 de março de 2005. Trata das condições e padrões de lançamento de efluentes.
- CPRH, COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE. **Roteiro Complementar de Licenciamento e Fiscalização: Tipologia Galvanoplastia.** Recife: CPRH/GTZ. 2001.
- DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta.** 1 ed., 498 p. São Carlos: Rima. 2003.
- FORNARI, M. M. T. **Aplicação da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de curtume.** Toledo: Departamento de Engenharia Química,

Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007. 94 p. Dissertação (Mestrado).

HEREDIA, J. B.; MARTÍN, J. S.; **Removal of sodium lauryl sulphate by coagulation/flocculation with *Moringa oleifera* seed extract.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 164, p. 713-719, 2009.

KALAVATHY, M. H.; MIRANDA, L. R. ***Moringa oleifera* – A solid phase extractant for the removal of copper, nickel and zinc from aqueous solutions.** *Chemical Engineering Journal*, n. 158, p. 188-199, 2010.

KATAYON, S.; NOOR, M. J. M. M.; TAT, W. K.; HALIM, G. A.; THAMER, A. M.; BADRONISA, Y. **Effect of natural coagulant application on microfiltration performance in treatment of secondary oxidation pond effluent.** *Desalination*, n. 204, p. 204-212, 2007.

LADEIRA, A. C. Q.; PEREIRA, D. B. A. **Avaliação do potencial poluidor da indústria galvânica: caracterização, classificação e destinação de resíduos.** *Revista Escola de Minas*, v. 61, n. 3, p. 385-390, 2008.

LEE, J. D. **Fundamentos da química inorgânica.** 1 ed., São Paulo. Edgard Blucher, 1964. 217 p.

MADRONA, G. S.; SERPELLONI, G. B.; VIEIRA, A. M. S.; NISHI, L.; CARDOSO, K. C.; BERGAMASCO, R. **Study of the effect of saline solution on the extration of the *Moringa oleifera* seed's active component for water treatment.** *Water Air Soil Pollut*, published online: January, 2010.

MOREIRA, C. S. **Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos.** Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2004. 120 p. Dissertação (Mestrado).

MOREIRA, D.R. **Desenvolvimento de adsorventes naturais para tratamento de efluentes de galvanoplastia.** Porto Alegre: Faculdade de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2010. 79 p. Dissertação (Mestrado).

- NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S. **Quality of water treated by coagulation using *moringa oleifera* seeds.** *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 781-791, 1998
- NOGUEIRA, L. S.; PASQUALETTO, A. **Plano de prevenção de riscos ambientais para empresas de galvanoplastia.** Goiânia. Universidade Católica de Goiás, 2008. 28 p.
- NUNES, J.A. **Tratamento Físico-químico de Águas Residuárias Industriais.** 4 Ed., Aracajú. J. Andrade Ltda, 2004. 297 p.
- OKUDA, T.; BAES, A. U.; NISHIJIMA, W.; OKADA, MITSUMASA. **Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in *moringa oleifera* seeds.** *Water Research*, v. 35, n. 3, p. 830-834, 2001
- PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. **Uso de sementes de *Moringa oleifera* para tratamento de águas superficiais.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 6, p. 765-771, março 2009.
- PAVAN. F. A. **Biomateriais in natura e quimicamente modificados: Preparação, caracterização e aplicação como bioissorventes na remoção de metais tóxicos de águas.** Bagé, Universidade Federal de Pelotas, 2007. 42 p.
- PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos, 2001. 216 p. Dissertação (Mestrado).
- PIRES, K. A. D.; LACERDA, N. M.; PANIAGUA, C. E. S.; AMORIM, E. **Estudo das capacidades de adsorção dos metais pesados Cd, Cu, Cr e Pb sobre adsorventes naturais (*moringa oleifera* e argila) – efeito da massa do adsorvente, do tempo de contato e sinergia.** Uberlândia, Universidade Federal de Uberlândia, 2007. 10 p.

- PONTE, H. A. **Tratamento de efluentes líquidos de galvanoplastia**. Curitiba, .
Universidade Federal do Paraná, 2000.
- PRASAD, R. K. **Color removal from distillery spent wash through coagulation using *Moringa oleifera* seeds: Use of optimum response surface methodology**. *Journal of Hazardous Materials*, n. 165, p. 804-811, 2009.
- REDDY, D. H. K.; RAMANA, D. K. V.; SESHIAH, K.; REDDY A. V. R. **Biosorption of Ni (II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent**. *Desalination*, n. 268, p. 150-157, 2011.
- SHARMA, P.; KUMARI, P.; SRIVASTAVA, M.M.; SRIVASTAVA, S. **Ternary biosorption studies of Cd(II), Cr(III) and Ni (II) on shelled *Moringa oleifera* seeds**. *Bioresource Technology*, n.98, p. 474-477, 2007.
- SARKAR, B.; CHAKRABARTI, P. P.; VIJAYKUMAR, A.; KALE, V. **Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse**. *Desalination*, n. 195, p. 141-152, 2006.
- SCHIMITT, D. M. F. **Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios pelos processos combinados coagulação/floculação/adsorção/ultrafiltração utilizando a semente de moringa oleífera como coagulante**. Toledo: Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2011. 52 p. Dissertação (Mestrado).
- THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes de da indústria galvânica**. Toledo: Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2010. 112 p. Dissertação (Mestrado).
- VAZ, L. G. DE L. **Processo de coagulação/floculação no tratamento de efluentes de galvanoplastia**. Toledo: Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2009. 98 p. Dissertação (Mestrado).

- VEIT, M.T. **Estimação de parâmetros de transferência de massa para biossorção de cromo (III) e Níquel(II) num sistema contínuo em coluna de leito fixo pela biomassa de alga marinha *Sargassum filipendula*.** Maringá: Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, 2006. 190 p. Tese (Doutorado).
- YANG, R. T. **Adsorbents: Fundamentals and Applications.** 1 ed., New Jersey. John Wiley & Sons, 2003. 410 p.

APÊNDICE

Tabela A-1. Resultados consolidados dos ensaios de coagulação/floculação e ensaio combinado de coagulação/floculação/adsorção.

LOTE	ETAPA	Cromo (mg/L)	Zinco (mg/L)	Cobre (mg/L)	Níquel (mg/L)	pH	Cor (PtCo/L)	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)
1	Caracterização do efluente bruto - LOTE 1	4329,6	10,11	3,745	42,84	5,85	9740	79,4	3710
	Resultados dos ensaios de coagulação/floculação com coagulante moringa a 2000 ppm em NaCl 1M	3568,3	1,617	1,831	32,24	5,91	2110	4,22	353
	Eficiência de remoção dos ensaios de coagulação/floculação (%)	17,58	84,01	51,11	24,74		78,34	94,58	90,49
	Concentração dos metais após adsorção com 0,2 g de casca de semente de MO (mg/L)	2380,4	0,1855	0,0905	0,534				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,2 g de casca de semente de MO (%)	33,29	88,53	95,06	98,34				
	Tempo de contato dos melhores resultados obtidos para adsorção com 0,2 g de cascas de semente de MO (h)	12	12	2	12				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,2 g de vagem de MO (mg/L)	2283,3	0,219	0,254	0,445				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,2 g de vagem de MO (%)	36,01	86,46	86,13	98,62				
	Tempo de contato dos melhores resultados obtidos para adsorção com 0,2 g de vagem de MO (h)	6	48	6	12				
2	Caracterização do efluente bruto - LOTE 2	5137,8	13,51	4,44	60,11	5,93	8360	75,3	3630
	Resultados dos ensaios de coagulação/floculação com coagulante moringa a 2000 ppm em NaCl 0,1M	4941,6	6,62	3,11	51,9	5,97	7510	29,0	1513
	Eficiência de remoção dos ensaios de coagulação/floculação (%)	3,82	51,0	29,95	13,66		10,17	61,49	58,32
3	Caracterização do efluente bruto - LOTE 3	4580,66	10,92	4,56	44,26	5,88	9320	80,1	3840
	Resultados dos ensaios de coagulação/floculação com coagulante moringa a 2000 ppm em NaCl 1M	3422,3	1,714	2,33	33,81	5,74	2230	3,9	410
	Eficiência de remoção dos ensaios de coagulação/floculação (%)	25,29	84,3	48,9	23,61		76,07	95,13	89,32
	Concentração dos metais após adsorção com 0,2 g de vagem de MO (mg/L) e tempo de contato de 6 h	2252	0,313	0,31005	0,6095				

3	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,2 g de vagem de MO e tempo de contato de 6 h (%)	34,2	81,74	86,69	98,2				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,3 g de vagem de MO (mg/L) e tempo de contato de 6 h	2105,9	0,2495	0,2225	0,527				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,3 g de vagem de MO (%) e tempo de contato de 6 h	38,47	85,44	90,45	98,44				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,4 g de vagem de MO (mg/L) e tempo de contato de 6 h	2009,85	0,228	0,1805	0,4675				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,4 g de vagem de MO e tempo de contato de 6 h (%)	41,27	86,7	92,25	98,62				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,5 g de vagem de MO (mg/L) e tempo de contato de 6 h	1907,4	0,1855	0,165	0,4065		860	3,76	330
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,5 g de vagem de MO e tempo de contato de 6 h (%)	44,27	89,18	92,92	98,8		61,43	3,59	19,51
	Concentração dos metais após adsorção com 0,6 g de vagem de MO (mg/L) e tempo de contato de 6 h	2166,15	0,2735	0,2535	0,477				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,6 g de vagem de MO e tempo de contato de 6 h (%)	36,7	84,04	89,12	98,59				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,5 g de vagem de MO (mg/L), tempo de contato de 6 h e pH 5	1913,7	0,1796	0,1588	0,4133				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,5 g de vagem de MO, tempo de contato de 6 h e pH 5 (%)	44,08	89,52	93,18	98,78				
	Concentração dos metais após adsorção com 0,5 g de vagem de MO (mg/L), tempo de contato de 6 h e pH 4	1908,3	0,1911	0,171	0,392				
	Eficiência de remoção dos metais após ensaios de adsorção com 0,5 g de vagem de MO, tempo de contato de 6 h e pH 4 (%)	44,24	88,85	92,66	98,84				
	Eficiência global de remoção (%)	58,36	98,36	97,58	99,11		90,77	95,31	91,41