

3 Revisão Bibliográfica

3.1. Metais Pesados ou Metais Tóxicos

O nome metal advém do termo ligação metálica, ou seja, ligação forte entre os átomos. Por definição todo metal é um elemento que possui brilho, conduz eletricidade, tem propriedades de maleabilidade e condutibilidade, formam cátions e apresentam baixa presença de óxidos básicos. Dos 110 elementos existentes na tabela periódica 80 demonstram as características citadas acima (Baccan, 2004). Todos os metais têm a característica de serem hidrofílicos e poderem causar sérios danos a saúde humana e dos demais seres vivos, dependendo da quantidade ingerida por serem altamente tóxicos, com potencial efeito carcinogênico, mutagênico ou tetragênico (Braga *et al.*, 2005).

Alguns termos são utilizados para subdividir ou classificar os metais, como metais pesados, metais tóxicos, metais traços, metais de transição etc. (McLean & Bledsoe, 1992; Baccan, 2004; Braga *et al.*, 2005). A expressão “metais pesados” é usada para referir-se a um grupo de cerca de 40 elementos situados na tabela periódica entre o cobre e o chumbo, com massas atômicas entre 63,5 e 200,6, com gravidade específica superior a 4,0 e densidade atômica superior a 6 g/cm³. São altamente reativos se ligando às proteínas, preferencialmente a grupos sulfidrilas atuando de forma inespecífica em enzimas. Tem a propriedade de bioacumulação na biosfera, o que permite o gradativo aumento da concentração destes metais até concentrações altamente tóxicas. Alguns deles como cobalto, cobre, manganês, molibdênio, vanádio, estrôncio e o zinco são essenciais para as atividades biológicas, em pequenas quantidades e, por isso, são conhecidos como metais traço. Em altas concentrações, quando decorrente das atividades do homem, são poluentes (Alloway, 1990).

Podem ser escalonados na seguinte ordem decrescente em termos de toxicidade: As>Cd>Pb>Hg>Co>Cu>Cr>Ni>Se>Zn>Al. Os quatro últimos metais causam maiores danos quando encontrados em plantas, o que chamamos de fitotoxidez, porém podem causar problemas em seres humanos e demais seres vivos quando administrados em altas dosagens (Volesky, 2001).

Entretanto, segundo Guilherme *et al.* (2005) essa classificação deve ser abolida, pois existe muita inconsistência entre autores na referência a essa consideração (Malavolta, 1994; Hillert, 1997; Caziñares, 2000)

Uma série de problemas ligados à saúde humana e ao meio ambiente foi potencializada com o aumento indiscriminado das ações antrópicas, principalmente, após o advento da revolução industrial e o crescimento da população mundial em progressão geométrica. Por conseguinte, as atividades industriais, em particular dos setores metalúrgicos e mineral, se tornaram grandes geradoras de efluentes contaminados por altas cargas de metais pesados (Lemos *et al.*, 2008).

A preocupação de uma sociedade ambientalmente correta, vislumbrando a preservação dos recursos naturais, trouxe consigo também a necessidade da geração de políticas, normas e leis que minimizassem contaminações por produtos químicos tóxicos aos seres vivos e ao meio.

A partir dessa conscientização foram criadas normas para limites máximos de metais pesados aceitáveis em corpos d'águas, inicialmente criadas em países desenvolvidos como Estados Unidos (Sheng, 2004). Em 2005, entra em vigor no Brasil, a Resolução nº 357, do Conselho Nacional de Meio Ambiente que trata da contaminação de poluentes orgânicos e inorgânicos tanto para limites máximos aceitáveis em nossos recursos hídricos, como os limites máximos de contaminações no lançamento de efluentes em corpos d'águas (CONAMA, 2005).

Na Tabela 1 são confrontados os limites estabelecidos pela legislação americana através da EPA versus a legislação brasileira regida pela resolução do CONAMA.

Tabela 1 - Limites máximos admissíveis em corpos d'águas EPA *versus* CONAMA.

Elemento	Limite EPA mg.L⁻¹	Limite CONAMA mg.L⁻¹
Cádmio	0,0005	0,001
Chumbo	0	0,033
Cobalto	-	0,2
Níquel	0,07	0,025
Zinco	0,5	5

Além das mais diversas atividades industriais, como uma das principais fontes de contaminação de águas por metais pesados através dos lançamentos de seus efluentes, as operações de tratamento e beneficiamento dos minérios, tais como: extração, lavra, transporte de produtos e subprodutos, são altamente poluidoras (McGrath & Smith, 1990; Lora, 2002; Luz, 2010).

Dentre os vários processos industriais poluidores e suas respectivas contaminações por metais tóxicos ou pesados, alguns exemplos são citados na Tabela 2.

Tabela 2 - Poluentes Inorgânicos e suas origens de deposição.

Poluente Inorgânico	Origem do Despejo
Cobalto (cloreto)	Pigmentos na indústria de vidro e cerâmica
Níquel (cloreto)	Galvanoplastia e tinta invisível
Níquel (sulfato)	Banhos de galvanoplastia

Fonte: Adaptado de Braile & Cavalcanti (1993).

3.1.1. Cobalto

Este elemento ocorre na crosta terrestre na faixa de aproximadamente 0,001 - 0,002% em termos de volume e área, sendo encontrado na forma de minérios tais como a cobaltita, a linneita, a esmaltita e a eritrita (Merck Index, 1996).

Em território brasileiro, o cobalto é amplamente utilizado na indústria do petróleo na forma de óxidos, como catalisador para o refino de petróleo, na produção de peças e ferramentas de máquinas, como brocas e discos de polimento (Scansetti *et al.*, 1998). É utilizado também no ramo aeronáutico (Anuário Mineral Brasileiro, 2006) e na indústria de vidro e cerâmica (acetato de cobalto I e II, naftenato e octanato); e como agente secante de tintas e vernizes. Na forma de isótopo radioativo (Co^{60}) é utilizado em bombas em tratamentos oncológicos e na terapia de intoxicação por cianeto como CoEDTA (Comission of European Communities Industrial Health and Safety, 1987).

Apesar de essencial para a saúde humana quando administrado em baixas dosagens (Alves & Della Rosa, 2003) são observados efeitos adversos à saúde. Uma compilação de dados de diversos autores, feita por Alves & Della Rosa

(2003) aponta que trabalhadores expostos aos sais e óxidos de cobalto sofrem problemas dérmicos, podendo ocorrer dermatites na forma de eczemas e urticárias. Alterações de ordem cardíaca e nas glândulas da tireóide também são sugeridas tanto em humanos como em animais. A ação carcinogênica geralmente afeta os pulmões, porém, os hábitos destes trabalhadores com tabagismo e exposições a outros metais mascaram a principal causa do desenvolvimento desta doença.

3.1.2. Níquel

O níquel é um metal branco acinzentado muito semelhante ao cobalto e ao ferro, tendo propriedades similares por sua proximidade com estes metais na tabela periódica. Possui massa atômica de 58,69u que na maioria dos seus compostos apresenta estado de valência 2+, possui peso atômico de aproximadamente 58,71 g, ponto de ebulição de 3073 °C e de fusão a 1728 °C, com densidade de 8,91 g.cm⁻¹ e raio iônico de 0,69 Å na forma de Ni(II) e 0,57 Ni(III) (Lee, 1999).Dentre as suas propriedades físicas damos destaque à maleabilidade, resistência a corrosão e dureza.

O níquel é o 24º metal encontrado em termos de volume e peso na crosta terrestre. Suas reservas naturais correspondem a 0,008% do peso e volume da crosta terrestre e sua origem geológica advém de rochas metamórficas e ígneas, pela ação vulcânica e pelo intemperismo de rochas (WHO, 2005) e seus principais minérios são garnierita, millerita, pentlandita e pirrotita, sendo uma das maiores fontes de obtenção deste metal os minerais de sulfeto de níquel

A forma mais comum e predominante de obtenção do níquel na natureza no Brasil é a extração através do ferroníquel em jazidas. Este processo gera dois tipos de resíduos; sendo o primeiro a escória de redução granulada e o segundo o pó de calcinação, que possui também uma grande quantidade de outros metais pesados, se constituindo uma das principais fontes de contaminação ambiental (McGrath & Smith, 1990) (Oliveira-Filho *et al.*,2008).

É bastante utilizado na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, na fabricação de baterias (Ni-Cd), como catalisador na indústria petrolífera e como pigmentos (Moore & Ramamoorthy, 1984), para banhar metalicamente peças, conferindo resistência à oxidação. Por isso, é um dos elementos químicos mais utilizados em sua forma pura nos dias atuais.

O níquel é um dos metais aos quais os seres humanos apresentam maior sensibilidade na epiderme. Uma série de objetos que manipulamos no dia-a-dia ou até mesmo utilizados em contato direto com a pele foram revestidos ou banhados por esse metal. Bijuterias, tesouras, pregos, canetas são alguns dos exemplos de objetos utilizados diariamente por todos. Muitas alergias provocadas por uso de bijuterias como: brincos, colares ou pulseiras são comumente notadas, como um aspecto de coloração vermelha no local do contato com o metal (Martins, 2001).

Categoricamente o uso de níquel como revestimento para o uso de jóias e bijuterias vem sendo substituído pelo simples fato de causar problemas alérgicos em uma boa parcela da população mundial. Atualmente, esse metal pode ser substituído pelo bronze, pois, o mesmo não causa efeitos de irritação na pele ou aplica-se uma camada fina de outro metal mais nobre em cima da liga de níquel e cobre como ouro, prata ou ródio, visto que estes não causam qualquer tipo de sensibilidade ao ser humano (Santos *et al.*, 2005).

No tocante a ação de efeito tóxico em seres humanos, vale ressaltar que o contato direto ou ingestão do níquel em grandes quantidades ou por extensos períodos de tempo podem provocar danos neurológicos, gástricos, cardiológicos, dermatites e problemas de origem respiratória, rinite e asma brônquica. E, em casos mais graves e extremos, a exposição ao metal pode culminar em necrose irreversível ou carcinoma no fígado e câncer nos pulmões (Menné; 2003; Ozturk, 2007).

3.2.

Métodos Convencionais de Remoção de Metais Pesados ou Tóxicos

Nos dias atuais a dinâmica do desenvolvimento da ciência e tecnologia, e a crescente demanda da chamada “responsabilidade ambiental”, através de leis e resoluções mais taxativas e exigentes em relação à poluição dos recursos naturais, tem levado os especialistas a reverem os processos de tratamentos de efluentes, visando à melhoria e a adequação em relação aos novos parâmetros e limites máximos aceitáveis estabelecidos pelos órgãos de regulação e monitoramento ambientais.

Os tratamentos de efluentes contaminados por metais pesados ou tóxicos são realizados mediante processos físico-químicos já difundidos e estabelecidos industrialmente. Dentre eles:

- Precipitação química;
- Coagulação;
- Adsorção com carvão ativado;
- Troca Iônica;
- Utilização de membranas (Ultra filtração, Eletrodialise e Osmose reversa);

A seguir serão descritos os principais métodos ditos convencionais de remoção de metais pesados ou tóxicos acima citados. Na Tabela 3 são citados todos os métodos convencionais que serão descritos a seguir com suas vantagens e desvantagens.

Tabela 3 - Vantagens e desvantagens de alguns métodos de remoção de metais pesados contidos em efluentes.

Método	Vantagens	Desvantagens
Precipitação Química	Simples; Barato; A maioria dos metais podem ser removidos.	Produz grande quantidade de lamas; Problema na deposição de lamas.
Coagulação Química	Lodo de sedimentação; Desaguamento.	Alto custo; Grande quantidade de produtos químicos.
Troca Iônica	Alta regeneração dos metais; Seletividade de metais.	Alto custo; Menor número de íons metálicos removidos.
Métodos Eletroquímicos	Seletividade de metais; Não utiliza produtos químicos; Obtenção de metais puros.	Alto custo de implementação; Alto custo de funcionamento; pH da concentração inicial e densidade de corrente de absorção.
Absorção usando Carvão Ativado	Maioria dos metais pode ser removidos; Alta eficiência (acima de 99%).	Custo da ativação do carvão; Sem regeneração; Desempenho dependente do adsorvente.
Uso de Zeólitas Naturais	Maioria dos metais pode ser removidos; Relativamente barato.	Baixa eficiência.
Processos de Membranas e Ultrafiltração	Menos resíduos produzidos; Alta eficiência (acima de 95%) com um único metal.	Custo inicial e de execução altos; Baixas taxas de fluxo; Baixa eficiência na presença de mistura de metais.

Fonte: (O'Connell *et al.*, 2008).

3.2.1. Precipitação Química

Esse processo consiste na remoção de metais pesados de soluções, através de sua precipitação, promovida pela alteração do pH por um agente químico, formando lamas residuárias, que precipitam e / ou sedimentam e assim podem ser removidas mecanicamente, com facilidade. É o tratamento mais empregado por indústrias dos diversos segmentos que necessitam realizar o tratamento de efluentes (Volesky, 2004). E também considerado o mais adequado para tratamento de pequenos volumes com altas concentrações entre 20 a 30 mg.L⁻¹ (Capaccio, 1996).

3.2.2. Troca Iônica

Esse processo se baseia na utilização de resinas sintéticas de troca iônica, que capturam os íons presentes em solução aquosa, tornando-os indisponíveis. Para tanto, em períodos pré-estabelecidos as resinas precisam ser retiradas da solução e tratadas com ácido e soda cáustica para remoção dos íons aderidos. Após esta etapa, as resinas podem ser novamente introduzidas no sistema (Volesky, 2004). Neste método de remoção podem ser tratados grandes volumes com baixa concentração de metais (Capaccio, 1996).

3.2.3. Separação por Membranas

Esse processo consiste na utilização de membranas sintéticas de porosidade da ordem de micrômetros ou através dos quais o efluente contaminado é filtrado e o metal retido. Para que esse efluente aquoso transpasse essas barreiras micrométricas faz-se necessário o uso de pressurização sendo recomendadas pressões acima de 10 kgf.cm⁻² (Volesky, 2004).

Dentre os processos de separação por membranas, os menos utilizados são: osmose reversa, a eletrodialise e a adsorção em carvão ativado, pois um dos principais problemas apontados pelos especialistas é a preocupação com a disposição final dos resíduos gerados (Lee, 1999).

3.3. Métodos Alternativos de Remoção de Metais Pesados ou Tóxicos

A possibilidade na utilização de produtos de origem biológica para o tratamento de efluentes contendo metais pesados ou tóxicos foi especulada pela primeira vez na década de 1990 (Vieira & Volesky, 2000). A bioacumulação aparece como técnica no tratamento de recursos naturais, mais comumente utilizada em tratamento de solos, pois já existe *in situ* uma flora microbiológica e dentre esta população os microrganismos encontram condições de adaptação plena, tornando-se mais disponíveis para atuar como eventuais degradadores de poluentes. Na bioacumulação os microrganismos agem em sua fase de vida, utilizando constituintes dos contaminantes como fonte de energia para realizar funções metabólicas (Calfa & Torem, 2007).

Na biossorção, os microrganismos podem ser utilizados tanto na forma ativa em termos fisiológicos como de forma inativa (mortos). Tornando-se extremamente interessante, sob o ponto de vista ambiental, por não está sujeito ao efeito tóxico do metal, podendo ser de maneira mais eficiente imobilizados em uma matriz inerte, apresentando o mesmo comportamento de uma resina de troca iônica, por exemplo. Esta técnica se torna alvo de vários estudos por sua importância em não apresentar proliferação de indivíduos por estarem inativos. Por consequência não são potenciais fontes de eventuais contaminações futuras, e não há possibilidade de mutagênese de microrganismos (Kiran *et al.*, 2005; Calfa & Torem, 2007).

As biomassas que possuem maior potencial biotecnológico tornam-se extremamente interessantes a partir de sua fácil e pronta disponibilidade ou do momento em que sua multiplicação se torna economicamente acessíveis. Por estes motivos resíduos agrícolas, de fermentações e microrganismos multiplicados em laboratório são considerados aceitáveis (Vieira & Volesky, 2004).

Definições tais como: absorção, que é a captura de metais para o interior do material celular, sendo, geralmente, um processo dependente do metabolismo; e a adsorção, que é a captura de metais através da associação extracelular passiva com a exposição a superfícies de biomassa levam a muitos mecanismos pelos quais os metais podem ser removidos de uma solução e incorporados à superfície de um sorvente. Isso se deve a complexidade das

superfícies dos sorventes. Os mecanismos envolvidos podem ser troca iônica, sorção física, sorção química, reação química, atração eletrostática, formação de complexos (Wase & Forster, 1997).

3.4. Biossorção

Segundo Volesky & Holan (1995), biossorção é a remoção de materiais quer sejam íons metálicos, entre outros, por sorvente de origem biológica inativa devido à forças de atração. Em uma revisão sobre o assunto, Volesky (2007) posicionou a biossorção como a resolução para diversos problemas encontrados nos dias de hoje. O autor prevê que, com a biossorção, poderá recuperar proteínas de alto valor, esteróides e drogas que chegam a custar alguns milhares de dólares por grama.

Muitos tipos de biomassas tem sido eficazes na remoção de metais por biossorção, dentre elas algas, fungos, bactérias, plantas superiores (Faroq *et al.*, 2010). Várias revisões foram publicadas versando sobre este tema e no envolvimento de diversas biomassas, demonstrando a importância do processo para a atualidade (Wang & Cheng, 2006; Ahluwalia & Goyal, 2007; Volesky, 2007; Sud *et al.*, 2008; Faraq *et al.*, 2010).

Kratochvil & Volesky (1998) definiram a biossorção como um processo que envolve uma fase sólida sorvente e uma fase líquida, solvente (água) contendo uma espécie dissolvida a ser sorvida - sorvato, por exemplo, íons metálicos, sendo a retenção seletiva de íons metálicos de soluções aquosas por materiais sólidos de origem natural, microrganismos, subprodutos industriais ou resíduos agrícolas.

Vantagens comparadas com os métodos convencionais (Mohanty *et al.*, 2006, Pamukoglu & Kargi, 2007):

Baixo custo;

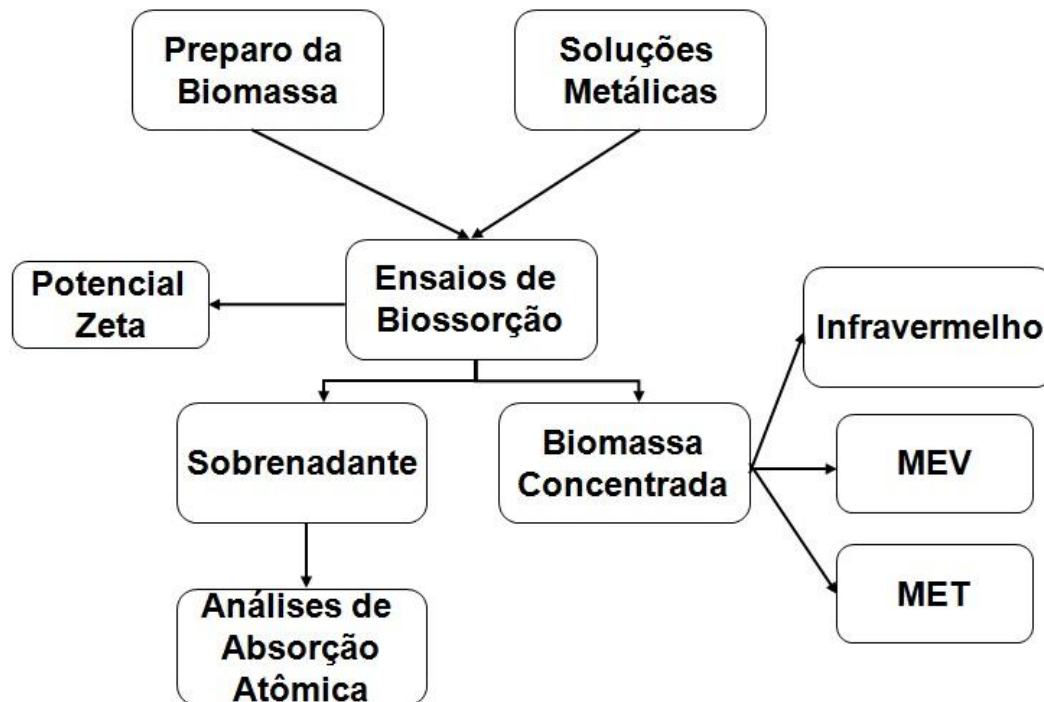
Minimização do volume de lama química e/ou biológica para ser descartada;

Alta eficiência no tratamento de efluentes diluídos;

Reutilização do biosorvente (dessorção);

Nenhuma necessidade nutricional quando a biomassa se encontra inativa.

Os trabalhos de bioissorção vêm cada vez mais chamando a atenção da comunidade acadêmica, por apresentarem resultados representativos em escala de laboratório. Em se confirmando a eficiência do bioissorvente, a tecnologia pode se torna viável por ter de baixo custo de aplicação e ser considerada uma técnica que não gera resíduo. A Figura 1 apresenta um esquema da metodologia geralmente empregada nos trabalhos de bioissorção realizados no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental da PUC-Rio.



Adaptado (Silva Neto, 2011).

Figura 1 - Metodologia empregada nos trabalhos de bioissorção realizados no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental da PUC-Rio.

3.4.1. Potenciais Bioissorventes - Microrganismos

Bioissorvente é definido como a capacidade apresentada pelos materiais naturais em adsorver e/ou absorver contaminantes (Tarley & Arruda, 2004).

Para que a biomassa seja considerada um bioissorvente eficiente existe uma série de requisitos que serão listados abaixo:

- A biomassa deve apresentar uma alta capacidade de acumulação;

- A biomassa deve ser naturalmente abundante e apresentar baixo custo;
- As etapas da bioissorção devem ser rápidas e eficientes;
- A biomassa deve ser reutilizável;
- Deve ser facilmente adaptável a diferentes tipos de reatores;
- O metal retido pelo bioissorvente deve ser de fácil recuperação a custo reduzido (Martins, 2004).

Resultados positivos e coerentes em processos de bioissorção não só dependem da eficiência do bioissorvente. Outros fatores são intrinsecamente inerentes ao processo como características físicas, químicas e biológicas, serão citados a seguir alguns exemplos: pH, temperatura, força iônica, do tipo de espécie metálica e concentração existente na solução e mistura de metais em solução (Martins, 2004; Barros *et al.*, 2005).

Os bioissorventes podem ser das seguintes naturezas: microrganismos onde se destacam bactérias, fungos e leveduras; algas e microalgas; resíduos vegetais advindos de natureza agrícola ou florestal. Alguns desses bioissorventes podem adsorver um grande número de metais ou simplesmente ter seletividade por um íon metálico específico (Vieira & Volesky, 2000; Gadd, 2009).

A diante serão revisados os principais grupos de bioissorventes testados na atualidade, sendo listados alguns grupos de microrganismos, algas e resíduos agrícolas e florestais mais representativos. Visando o melhor entendimento da utilização de biomassas como nova tecnologia no tratamento de efluentes industriais.

3.4.1.1. Fungos

Fungos são microrganismos eucariotos, filamentosos, possuem estruturas vegetativas chamadas hifas e estruturas reprodutivas ou também conhecidas como estruturas de resistência, que conferem aos mesmos dormência em condições adversas, bem como, garantem a perpetuação das espécies. Estes microrganismos possuem reprodução sexuada também conhecida como teleomórfica ou assexuada (anamorfo). As condições ambientais interferem diretamente na forma de reprodução dos fungos, podendo ocorrer em uma única

espécie mais de uma forma de propagação (Alexopoulos, 1996; Pelczar, 1996; Tortora *et al.*, 2005).

A palavra fungo derivada do latim *fungus* que significa cogumelo, tendo nesse tipo de microrganismo uma variação morfológica passando pelos próprios cogumelos, bolores e as leveduras e já foram relatados mais de 70.000 espécies. Os fungos desempenham papel de potenciais bioabsorventes por uma característica comum a alguns dos microrganismos que é a parede celular, podendo ser considerado o exoesqueleto desses indivíduos, sendo a principal forma de contato da célula com o meio externo, que interage diretamente com soluções solúveis (Kuyukak & Volesky, 1990).

A parede celular dos fungos é fundamentalmente constituída de polissacarídeos, proteínas, sais inorgânicos e pigmentos. Sendo considerado um complexo de troca iônica semelhante às resinas. E essa capacidade de troca se dá pelos grupamentos funcionais existentes na parede celular dos fungos, Dentre os principais grupos funcionais responsáveis pelos mecanismos de captação de cátions de metais podemos citar: a carboxila, o grupo amina, sulfato e fosfato, sejam por atração eletrostática ou por formação de ligações. Que conferem carga aniônica à parede da alga e por sua vez bioabsorve os metais que tem cargas na sua maioria de natureza catiônica (Aparicio, 2000).

Muitos trabalhos de bioabsorção são realizados com bioabsorventes a partir de espécies fúngicas, por serem muito representativos em termos quantitativos no número de espécies dentre os microrganismos. Também por produzirem grandes quantidades de biomassa pelo fato de sua fácil e rápida multiplicação (Fu & Wang, 2011).

Os gêneros *Aspergillus* e *Rhizopus* concentram um grande número de trabalhos na área de bioabsorção (Aksu & Balibek, 2007; Bahadir *et al.*, 2007; Amini *et al.*, 2008; Tsekova *et al.*, 2010). Principalmente a espécie *Aspergillus niger* com diversos trabalhos recentes (Dursun, 2006; Srivastava & Thakur, 2006; Mungasavalli *et al.*, 2007; Mukhopadhyay *et al.*, 2007; Amini *et al.*, 2008; Khambhaty *et al.*, 2008).

Em experimentos de bioabsorção realizados por Pal *et al.* (2005) onze espécies fúngicas isoladas de solos de Andaman foram utilizadas na remoção de Co(II). No estudo de captação dos metais Pb (II) e Cu (II) foram obtidos respectivamente os resultados de 13,5 e 10,8 mg.g⁻¹ utilizando o bioabsorvente *Aspergillus flavus* inativada, pois esse fungo produz uma toxina altamente tóxica a serem humanos, chegando em muitos casos a ser letal (Akar & Tulani, 2006).

3.4.1.2. Leveduras

As leveduras também comumente conhecidas como fungos unicelulares, representam um grupo de microrganismos com grande número de trabalhos em processos de biossorção. Algumas espécies de leveduras são amplamente utilizadas nesse tipo de experimentação por terem papéis importantes em processos industriais, como exemplo citamos, *Saccharomyces cerevisiae* é fundamental na fermentação alcoólica da cerveja. Esta espécie foi revisada por Wang & Chen (2006) tamanho é a sua importância como biossorvente. Algumas espécies do gênero *Candida* também são utilizadas como biossorbentes (Muter *et al.*, 2002).

O que difere uma levedura de uma bactéria é o tamanho das células e sua morfologia, já dos protozoários as diferenças são visíveis ao microscópio óptico de luz, por possuírem uma parede celular única e rígida (Kurtzman & Fell, 1998). As leveduras crescem rapidamente, produzem grandes quantidades de biomassa, podem ser manipuladas geneticamente e morfologicamente (Fu & Wang, 2011).

Alguns constituintes químicos das paredes das leveduras realizaram processo de troca de íons gerando uma rápida captação de cátions (Vieira & Volesky, 2000). As leveduras são responsáveis pela remoção de metais pesados em uma ampla gama de espécies. A constituição da parede celular das leveduras é na sua grande maioria representada por polissacarídeos (cerca de 90%), sendo os principais grupos existentes deste tipo de microrganismo as aminas, hidroxilas, carboxílicos, sulfatos e fosfatos (Muter *et al.*, 2002).

De acordo com o estudo realizado por Lin *et al.* (2005), leveduras *Saccharomyces cerevisiae* foram utilizadas como biossorvente no processo de biossorção de Au(III). Exames com espectroscopia de infravermelho, difração de raios X e fotoeletrônica de raios X, mostraram encontrados presença de grupamentos aminas e carboxílicos na constituição da parede celular das leveduras. Alcançando uma captação máxima de metal 50 mg.g^{-1} numa concentração de biomassa de 2 g.L^{-1} .

3.4.1.3. Bactérias

As bactérias são seres vivos unicelulares, estruturas simplificadas, pertencentes aos procariontes, são encontradas em basicamente todos os ambientes na crosta terrestre incluindo os mais inóspitos, também encontrados em harmoniosa simbiose com outros organismos. Bactérias não possuem organização celular definida, sendo seu material genético e outras organelas dispersos no seu interior, envolta por uma membrana celular também conhecida como parede celular (Pelczar Jr, 1996; Tortora *et al.*, 2005).

Segundo Salton (1964) existe uma grande diversidade de formas entre estes microrganismos cocos sendo exemplificados pelos gêneros *Streptococcus* e *Rhodococcus*, bastonetes (*Bacillus*), espiral (*Rhodospirillum*) e filamentosas (*Sphaerotilus*). O que diferencia as bactérias dos demais seres vivos é parede celular essencialmente constituída de peptidoglicano (Rogers *et al.*, 1980). Este constituinte reflete a rigidez da parede celular bacteriana e define o formato das células (Kolenbrander & Ensign, 1968).

Nem todas as bactérias possuem a mesma constituição de parede celular, que é um dos fatores primordiais para diferenciação desses microrganismos. As bactérias classificadas em Gram-positivas possuem uma espessa camada de peptidoglicano com cerca de 90% da constituição da parede celular (Dijkstra & Keck, 1996). Já as bactérias Gram-negativas possuem uma fina camada de peptidoglicano que representa de 10 a 20 % (Beveridge, 1999).

Em recente estudo versando sobre biossorção de Co(II) e Cd(II) pela bactéria *Pseudomonas fluorescens* PFC02 indicaram o valor máximo de captação de 65,52 e 85,3 mg.g⁻¹, nesse mesma publicação foram identificados os grupamentos funcionais carboxila, hidroxila e amina (Liu *et al.*, 2010).

Trabalhos com bactérias do gênero *Rhodococcus* foram e vem sendo desenvolvidos pelo Grupo de Tecnologia Mineral e Ambiental do DEMa/PUC-Rio. Cayllahua *et al.* (2009) realizaram estudos de biossorção com o biossorvente *Rhodococcus opacus* em soluções de níquel, onde se obteve 92 % de remoção na concentração de 5 mg.L⁻¹ em pH 5. A mesma bactéria foi testada para a remoção do metal alumínio (Al), onde novamente foram obtido 92 % de remoção na concentração de 5 mg.L⁻¹ em pH 5 (Cayllahua & Torem, 2010).

3.4.2. *Rhodococcus ruber*

O gênero *Rhodococcus* foi estabelecido por Goodfellow & Anderson (1997), onde estão reconhecidas *R. rhodochrous* como espécie tipo e as demais *R. bronchialis*, *R. coprophilus*, *R. corallinus*, *R. equi*, *R. erythropolis*, *R. ruber*, *R. rubropertinctus*, *R. opacus* e *R. terrae*. Estas bactérias têm uma ampla aptidão no ambiente sendo encontradas principalmente em solo, mas também, em lagos, rios ou em outros ambientes aquáticos. Em geral são não patogênicas, sendo patogênico a homens e animais *R. equi* atuando principalmente como microrganismo oportunista Sánchez *et al.* (2004).

O gênero *Rhodococcus* em morfologia se caracteriza em forma de bastonete, que podem constituir filamento vegetativo ramificado septado ou fragmentos em forma bacilar e de cocus. As bactérias são geralmente Gram-positivas podendo ocorrer diferenciação na sua classificação por coloração de Gram. São parcialmente resistentes a álcool, ácido e também são aeróbicas. No aspecto geral crescem bem em temperatura que variam entre 30 a 37° C, bem como, em diversos meios de cultivos utilizados em laboratório. Tipo de colônia mucóide, lisas ou ásperas e de coloração creme, vermelho ou laranja, incolor e pode ser visto que, geralmente, as formas são variantes de células parentais. Sua parede celular contém ácidos micólicos com 34 a 52 átomos de carbono e até 3 duplas ligações, com a maioria do tipo cadeia de carbono saturados e insaturados e à presença de ácidos graxos 10-metil-(tubérculo esteárico) ramificado Sánchez *et al.* (2004).

Muitas espécies do gênero *Rhodococcus* vêm sendo utilizadas em trabalhos de biorremediação, principalmente em áreas de solos e águas contaminadas, pois são extremamente adaptadas a estes ambientes, também crescem em condições de limitação de oxigênio e nutrientes. São microrganismos degradadores naturais de contaminantes persistentes e utilizados em processos de biorremediação de ecossistemas contaminados Alvarez (2010).

A espécie *R. opacus* já tem documentados diversos trabalhos relacionados à biossorção com metais pesados presentes em soluções aquosas, dentre eles (Bueno, 2007; Bueno, *et al.*, 2008; Bueno *et al.*, 2009; Cayllahua *et al.*, 2009; Cayllahua & Torem, 2010; Silva, 2010). Quando tratamos de *R. ruber* são descritos na literatura diversos trabalhos o relacionando como biossurfactante (Kuyukina *et al.*, 2007; Podorozhko *et al.*, 2008; Fournier *et al.*, 2009; Shumkova

et al., 2009; Zhang et al., 2009; Kuyukina & Ivshina, 2010), mas em termos de trabalho de biossorção o nosso pode ser considerado um dos pioneiros não existindo relatos em literatura.

Vários trabalhos já foram desenvolvidos visando à remoção de metais pesados utilizando diversos tipos de biomassas, tais como a remoção de Cádmiio utilizando a biomassa *Coccus nucifera* (Pino, 2006a, b) e a bactéria *Rhodococcus opacus* para remoção de diversos metais (Calfa & Torem, 2007; Bueno et al., 2009; Cayllahua et al., 2009; Cayllahua & Torem 2010; Silva, 2010).

3.5. Isotermas de Adsorção

As isotermas de adsorção são a relação de equilíbrio entre a concentração na fase fluida e a concentração nas partículas adsorventes a uma dada temperatura. Para gases, a concentração é dada em porcentagem molar como uma pressão parcial. Para líquidos, a concentração geralmente é expressa em unidades de massa. A concentração do adsorvido no sólido é dada como massa adsorvida por unidade de massa do adsorvente.

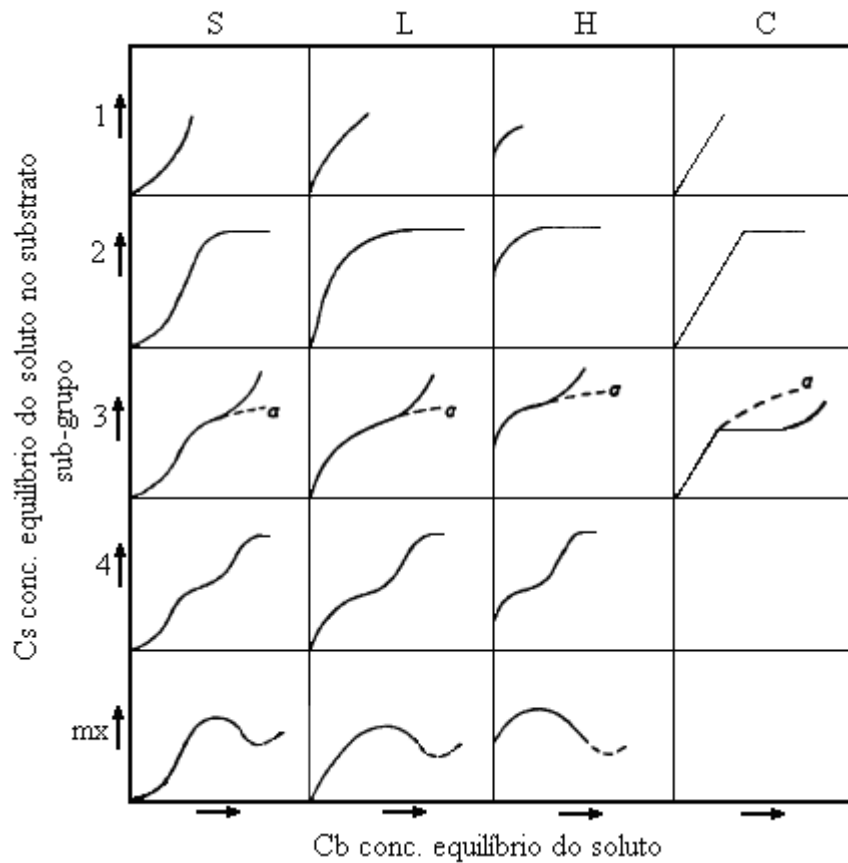
Os processos de adsorção foram observados em sólidos porosos que tinham a capacidade de captar seletivamente grandes quantidades de gás em seus vazios. De acordo com a quantidade de adsorbato presente no gás, há uma quantidade definida de adsorbato presente na fase adsorbida. Isto ocorre quando se atinge o equilíbrio. Essas relações de equilíbrio são apresentadas em forma de modelos que correlacionam matematicamente às quantidades adsorvidas em equilíbrio com o meio circundante.

Algumas características, tais como a natureza do sólido (sítios ativos e distribuição de poros) e natureza do adsorbato (dipolos, forma e tamanho molecular) são determinantes no equilíbrio, segundo Ruthven (1984).

Oscik (1982) dividiu isotermas de solutos orgânicos em quatro classes principais de acordo com a natureza inicial da curva que descreve a isoterma e as variações de cada classe foram divididas em subgrupos de acordo com a configuração final dessas curvas. A Figura 2 apresenta um sistema para classificação de isotermas.

Algumas isotermas com curvatura descendente são referidas como favoráveis, e algumas isotermas com uma curvatura ascendente são referidas como desfavoráveis. Estes termos corretamente implicam que adsorção

freqüentemente será usada para capturar pequenas quantidades de soluto de soluções diluídas. Como um resultado, uma isoterma favorável será especialmente efetiva em soluções diluídas, enquanto uma isoterma altamente desfavorável será particularmente ineficiente sob estas condições.



Fonte: Giles *et al.* (1960); Oscik (1982).

Figura 2 - Classes de Isothermas em função da concentração de equilíbrio.

Os pesquisadores nomearam as quatro principais classes de isothermas como sendo: S e L - Isothermas do tipo Langmuir; H- alta afinidade; C- constante de partição. Foi verificado que as curvas do tipo L2 ocorrem majoritariamente na maioria dos casos em que se trabalhe com soluções diluídas.

As isothermas do tipo S aparecem quando três condições são satisfeitas, sendo elas:

A molécula do soluto é mono funcional;

Existe uma moderada interação causando um empacotamento vertical das moléculas na superfície do sólido.

Há competição das moléculas do solvente ou de outras moléculas adsorvidas pelos sítios do adsorvente.

A definição de mono funcional apresentada pelos pesquisadores refere-se a moléculas que sejam razoavelmente hidrofóbicas.

As isotermas do tipo L mostram que quanto mais sítios de sólido são preenchidos, maior é a dificuldade de se preencher sítios vagos por outras moléculas de soluto. Isto quer dizer que as moléculas do soluto não são orientadas verticalmente, ou que não exista forte interação com o solvente. Em suma esse tipo de isoterma aparece quando uma das seguintes condições ocorre:

As moléculas são adsorvidas em camadas, isto é, a adsorção ocorre horizontalmente;

Há uma pequena competição da superfície pelo solvente.

As isotermas do tipo H representam um caso especial de L. Neste caso o soluto apresenta alta afinidade e é completamente adsorvido pelo sólido. A parte inicial da isoterma é vertical.

Isotermas representadas por curvas do tipo C caracterizam uma partição entre o soluto e o adsorvente. Este tipo de curva é obtido para partição de um soluto em dois solventes imiscíveis. As condições que favorecem o aparecimento deste tipo de curva são:

Os poros do suporte apresentam moléculas “flexíveis” tendo regiões com diferentes graus de cristalinidade;

O soluto apresenta maior afinidade pelo adsorvente que o solvente;

Devido à alta afinidade do soluto pelo adsorvente ocorre uma penetração mais forte, isto também é verificado por causa da geometria molecular do adsorvente dentro de sua região cristalina.

As isotermas mais comuns utilizadas para descrever o fenômeno de adsorção em sistemas biológicos são as isotermas de Langmuir e de Freundlich, que de acordo com a figura 5, pertencem à classe L.

3.5.1. Modelo da Isotherma de Langmuir

Este modelo prevê uma representação mecanística simples do processo de adsorção e dá uma expressão matemática relativamente simples. O modelo de Langmuir foi originalmente derivado da adsorção de gás em carvão ativado com as seguintes suposições: (1) a superfície contém um número fixo de sítios de adsorção, (2) todas as espécies adsorvidas interagem somente com um sítio e não entre si, (3) a adsorção é limitada à monocamada, (4) a energia de adsorção de todos os sítios é idêntica e independente da presença de espécies adsorvidas nas vizinhanças dos sítios; e (5) a adsorção é reversível (Reynolds & Richards, 1992).

O modelo de Langmuir pode ser derivado como segue: se uma fração da superfície coberta por um soluto adsorvido i é denotada por θ_i , a fração que não é coberta será $1 - \theta_i$. A concentração de i na fase líquida é C e a taxa de adsorção (r_{ads}) é dada por:

$$r_{ads} = K_a C(1 - \theta_i) \quad (1)$$

A taxa de dessorção depende só da fração de cobertura da superfície (θ número de moléculas de soluto que são adsorbidas) e pode estar expresso como:

$$r_{des} = K_d \theta_i \quad (2)$$

Para o equilíbrio, a taxa de adsorção e dessorção são iguais,

$$K_a C(1 - \theta_i) = K_d \theta_i \quad (3)$$

A fração da superfície do sorvente ocupado pelas espécies i é então:

$$\theta_i = \frac{K_a C}{(K_d + K_a C)} \quad (4)$$

ou

$$\theta_i = \frac{(K_a / K_d)C}{(1 + (K_a / K_d)C)} \quad (5)$$

ou

$$\theta_i = \frac{bC}{(1 + bC)} \quad (6)$$

onde b , é a constante de adsorção de equilíbrio. A fração de superfície ocupada, θ_i , é igual a quantidade de soluto adsorbida á quantidade máxima adsorbida:

$$\theta_i = \frac{q}{q_{\max}} \quad (7)$$

As duas últimas equações podem ser combinadas para dar a relação entre a concentração de soluto e a quantidade de este que é adsorbida:

$$q = \frac{q_{\max} b C_e}{(1 + b C_e)} \quad (8)$$

onde q é a quantidade de soluto adsorvido por unidade de peso de sorvente (mg/g); C_e é a concentração do soluto no equilíbrio, (mg/g); q_{\max} é a capacidade máxima de captação do sorvente, (mg/g); e b é a constante de adsorção de equilíbrio ($K_{\text{adsorção}}/K_{\text{dessorção}}$), expressa a afinidade entre o sorvente e sorbato.

O termo q_{\max} é suposto para representar o numero fixo de sítios na superfície do adsorvente, e este deve ser constante e é determinado pela natureza do sorvente. Na biossorção de metais pesados, inicialmente a captação incrementa em forma linear incrementado a concentração de equilíbrio. A captação é eventualmente limitada ao numero fixo de sítios ativos e pode ser observado um platô resultante. Este fenômeno é bem descrito pela isoterma de Langmuir.

A equação 8 mostra que para baixos valores de C_e , o termo bC_e no denominador será relativamente pequeno comparado a unidade, e o soluto

adsorvido será linearmente dependente da C_e . Baixo estas condições, a equação 8 pode ser reduzida a uma forma linear:

$$q = q_{\max} b C_e \quad (9)$$

Para altas concentrações de equilíbrio, o termo bC_e no denominador da equação será relativamente grande comparada com a unidade, e os sítios ativos do adsorvente estão quase saturados. Em este caso, q se aproximara a q_{\max} .

Para facilitar o ajuste do modelo aos dados experimentais e seus parâmetros de avaliação, a equação 9 pode ser transformada na expressão da forma linear:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{b q_{\max}} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad (10)$$

3.5.2. Modelo da Isoterma de Freundlich

A isoterma de Freundlich a qual é uma formulação empírica, esta expressa como:

$$q = K C_e^{1/n} \quad (11)$$

onde q é a quantidade de soluto adsorvido por unidade de peso de sorvente, (mg/g); C_e é a concentração de soluto de equilíbrio, (mg/L); K e n são as constantes experimentais, em que K indica a capacidade da adsorção do adsorvente; n indica o efeito da concentração na capacidade da adsorção e representa a intensidade da adsorção.

Para facilitar o ajuste do modelo aos dados experimentais e seus parâmetros de avaliação, a equação 11 pode ser transformada em uma expressão de forma linear:

$$\ln q = \ln K + \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e \quad (12)$$

O modelo da isoterma de Freundlich é constituído de uma equação capaz de analisar dados experimentais de adsorção e dessorção. Tem se apresentado adequado em análises de dados de sistemas heterogêneos, sendo este o caso dos biossorventes (Febrianto *et al.*, 2009).

Muitos estudos de biossorção com os metais pesados Co(II) e Ni(II) utilizando biossorventes diversos são ajustados pelo modelo de isoterma de Freundlich, entre eles podemos citar os trabalhos de Vijayaraghavan *et al.* (2006a); Hanif *et al.* (2007); Javed *et al.* (2007); Dahiya *et al.* (2008); Cayllahua *et al.* (2009).

3.5.3. Modelo da Isoterma de Temkin

A equação de isoterma de Temkin foi proposta inicialmente para se ajustar a adsorção do hidrogênio em eletrodos de platina dentro de soluções ácidas.

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(aCe) \quad (13)$$

Em diversos estudos de biossorção a isoterma de Temkin já foi empregada como nos trabalhos realizados com Ni(II) por cultura mistas ureolíticas, por *Sargassum wightii* e *R. opacus* respectivamente (Vijayaraghavan *et al.*, 2006b; Isik, 2008; Cayllahua *et al.*, 2009). Realmente a isoterma de Temkin se ajusta melhor em condições de equilíbrio na fase gasosa, não tem bom ajuste quando consideramos sistemas de adsorção em fase líquida em que se utilizam metais pesados e biossorventes Febrianto *et al.* (2009).

Muitos fatores inferem na biossorção em fase líquida como temperatura, pH, solubilidade do adsorbato no solvente e a química do adsorvente. A derivação da equação é tipicamente simples e o sistema de biossorção é considerado complexo, sendo umas das explicações para não serem conseguidos bons ajustes com o modelo.

3.5.4. Modelo da Isoterma de Dubnin-Radushkevich

A equação obtida por Dubnin e seus colaboradores foi desenvolvida com propósito de interpretar dados de equilíbrio de sorção em compostos orgânicos na sua fase gasosa mediante sólidos porosos. A equação raramente se ajusta

bem a processos de fase líquida pelos mesmos fatores explicados no modelo de Temkin (pH, equilíbrios iônicos inerentes ao sistema, etc). A expressão de Dubnin-Radushkevich na fase líquida é descrita na equação 14:

$$qe = q_{\max} \exp\left(-\left(\frac{RT \ln(Ce/Cs)}{\beta Eo}\right)^2\right) \quad (14)$$

3.6. Variáveis envolvidas no Processo de Biossorção

Como a biossorção é uma reação físico/química entre íons metálicos carregados positivamente ou negativamente e grupos aniônicos ou catiônicos da superfície celular respectivamente, espera-se que a captação metálica pelo biossorvente seja fortemente influenciada pelas condições experimentais tais como pH e temperatura, que afetam a especiação do metal e grupos ativos. Além disso, é possível que os grupos receptivos do biossorvente sejam específicos a certos metais. A presença de certas enzimas na membrana celular dos microrganismos pode também levar à precipitação de metais tóxicos de acordo com Muraleedharan *et al.* (1991).

3.6.1. Influência do pH

Uma das variáveis mais importantes que afeta o processo de biossorção é o valor do pH da solução. Desde os primeiros estudos do processo de biossorção, é conhecido que a captação dos cátions metálicos pela maior parte das biomassas diminui conforme valor do pH das soluções metálicas diminui de 6,0 a 2,0 (Tsezos, 1981). Para menores valores de pH, os sítios ativos da biomassa estão protonados e conseqüentemente ocorre a competição entre os prótons e os íons metálicos pelos sítios de sorção (Greene *et al.*, 1987; Tobin *et al.*, 1981). Para valores de pH baixos, quase todos os sítios são protonados e é possível uma completa dessorção dos íons metálicos ligados (Aldor *et al.*, 1995).

Diminuindo o valor de pH para condições ácidas extremas pode causar dano a estrutura do material biossorvente. Observações microscópicas têm mostrado alterações como: distorção celular; significativa perda de peso e

diminuição na capacidade de captação do sorvente (Kuyucak & Volesky, 1989b). Com incremento do valor de pH (valores superiores a 5,5) a maior parte dos metais pesados pode precipitar. Para estes valores de pH, a precipitação pode contribuir para a total remoção dos metais da solução.

Adicionalmente, o pH de uma solução pode ser mudado como resultado da biossorção. Experimentos desenvolvidos em sistemas em batelada, sem ajuste do pH, revelaram que a sorção dos metais pesados em biomassa com lavagem ácida levou para uma diminuição do valor de pH na solução (Crist *et al.*, 1991). Holan *et al.* (1993) observaram uma diminuição do valor de pH de 5,0 a 3,5 nos experimentos de sorção com *A. nodosum* com ligações cruzadas. Um incremento do pH durante a sorção foi reportado por Kuyucak & Volesky (1989a), a liberação de íons carbonato da biomassa *Ascophyllum* pode ser responsável pelo incremento observado no pH da solução.

3.6.2. Tempo de Equilíbrio

A maior parte dos processos de sorção é realizado em menos de uma hora. Nos trabalhos de biossorção relacionados com os íons metálicos em questão, cobalto e níquel, os resultados não foram diferentes. Por exemplo, Monteiro *et al.* (2008) usando como biossorvente fibra de coco verde conseguiu o máximo de adsorção de Ni(II) em apenas cinco minutos após o contato. Já experimentos de Yamamura *et al.* (2008) atingiram o equilíbrio de sorção do Ni(II) do bagaço de cana-de-açúcar, com 31 % de remoção em 20 minutos. Liu *et al.* (2010) em seus trabalhos com a bactéria *Pseudomonas fluorescens* como biomassa, conseguiram aproximadamente 65 % de remoção do cobalto, atingindo o equilíbrio de biossorção aos 60 minutos.

3.7. Potencial Zeta

Quase todos os materiais macroscópicos ou particulados adquirem uma carga elétrica superficial quando estão em contato com um líquido. O potencial zeta é um indicador dessa carga e é importante nos estudos de química de superfície, visto que pode ser usado para prever e controlar a estabilidade de suspensões ou emulsões coloidais.

Estudos eletroquímicos, onde há formação de interface entre metal e soluções de eletrólitos representam uma aproximação do que ocorre nos sistemas partícula-meio aquoso e têm contribuído consideravelmente para o estudo das interfaces.

A medida do potencial zeta é com freqüência a chave para compreender processos de dispersão e agregação em aplicações tão diversas quanto purificação de água, moldes cerâmicos ou formulação de tintas e cosméticos.

Estudos sobre o comportamento electrocinético baseiam-se em técnicas para a medição do potencial zeta, o potencial associado ao plano de cisalhamento. Sua medida é obtida a partir de fenômenos decorrentes da movimentação das partículas em relação ao meio em que estão dispersas, provocando o rompimento da dupla camada elétrica (DCE), no plano de cisalhamento (Hunter, 1991; Hunter 1993).

A eletroforese é uma das técnicas mais utilizadas para a medição do potencial zeta. Através dela determina-se a mobilidade eletroforética das partículas no plano de cisalhamento. A mobilidade eletroforética, relação entre a velocidade da partícula e o campo elétrico aplicado, é convertida em potencial zeta, a partir da relação Helmholtz-Smoluchowski.

$$\zeta = \frac{4\pi\eta\nu}{\epsilon_r\epsilon_0} \quad (15)$$

onde ζ é o potencial zeta (mv); η é a viscosidade do meio de dispersão ($\text{Nm}^{-2}\cdot\text{s}$); ν é a mobilidade eletroforética ($\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{v}^{-1}\cdot\text{cm}$); ϵ_r é a constante dielétrica; e ϵ_0 é a permissividade de ar ($8,854 \times 10^{-12} \text{ C}^2\text{J}^{-1}\text{m}^{-1}$).

Para a água a 25 °C ($\epsilon_r = 79$ e $\eta = 8,95 \times 10^{-4} \text{ Nm}^{-2}\text{s}$), obtém-se a expressão:

$$\zeta = 12,83\nu \quad (16)$$

A determinação do potencial zeta em diferentes valores de pH permite a obtenção de curvas de potencial zeta e, conseqüentemente, a determinação do ponto isoelétrico (PIE: logaritmo negativo da atividade da espécie determinante do potencial correspondente ao potencial zeta nulo, na presença de eletrólito indiferente) e avaliação da carga superficial das partículas em estudo.

A flotação por colóides sorventes é uma técnica que está sendo desenvolvida como um método para purificação de água, a qual utiliza processos de precipitação, adsorção e coprecipitação para remover metais pesados de efluentes. A eficiência desta técnica de purificação depende fortemente da eficiência da adsorção e processos de coprecipitação, os quais são fortemente influenciados pelo potencial zeta do substrato coloidal (Fuerstenau & Pradip, 2005).

Mudanças no sinal do potencial zeta estão diretamente relacionadas às mudanças na densidade de adsorção.

O equipamento empregado neste estudo para as medições do potencial zeta mede a mobilidade eletroforética das partículas utilizando o princípio de espalhamento da luz, o qual consiste na produção de dois feixes coerentes procedentes de uma fonte laser de Hélio-neón de baixa potência, os quais se atravessam na célula de medida onde se coloca uma suspensão de partículas (5-5000 nm ou mais), originando-se uma série de franjas de interferências. As partículas, cujos movimentos através das franjas se movimentam mediante a aplicação de um campo elétrico, dispersam a luz com uma intensidade que varia segundo uma frequência dependente de sua velocidade. A luz dispersada recolhe-se em um fotomultiplicador e é analisada para dar um espectro de frequências, a partir do qual se calcula a distribuição da mobilidade das partículas. Os resultados se apresentam em um diagrama que mostra o espectro completo do potencial zeta o da mobilidade eletroforética de todas as partículas na amostra (Fuerstenau & Pradip, 2005).