

**Avaliação Ambiental de  
Produtos e Sistemas Construtivos  
Inovadores com Resíduos:  
Lixiviação e Solubilização**

**3**

**Marlova Piva Kulakowski  
Feliciane Andrade Brehm  
Claudio de Souza Kazmierczak  
Elenize Ferreira Maciel  
Mariele Lunckes**

## **1. Introdução**

Os avanços no uso de resíduos sólidos como fontes de matéria-prima na construção civil têm permitido, cada vez mais, reverter futuros passivos ambientais em produtos com valor agregado, de forma a reduzir custos e prejuízos ambientais relativos à disposição final, além de minimizar os impactos ambientais decorrentes da extração de matérias-primas diretamente do meio ambiente. Essa tendência mundial está fazendo crescer a indústria da reciclagem, que, por sua vez, demanda pesquisas e estudos que avaliem e garantam o processo de reaproveitamento e/ou reciclagem dos resíduos em todos os aspectos, desde o técnico, passando pelo econômico até o de segurança ambiental. Entre os aspectos vinculados à avaliação ambiental de materiais de construção civil que incorporam resíduos, encontram-se aqueles que se referem à interação com o meio ambiente durante a sua exposição às intempéries. Este capítulo apresenta conceitos e métodos de avaliação ambiental quanto à estabilização por solidificação de materiais e componentes de construção civil, bem como a proposta de um método para a obtenção de extrato lixiviado, desenvolvido no âmbito da Rede de Cooperação em Pesquisa INOVATEC.

## **1.1. Avaliação Ambiental**

A avaliação do impacto ambiental de produtos e sistemas é uma avaliação ampla, que contempla desde os aspectos vinculados à extração de matéria prima, transporte, processamento, uso, manutenção e descarte ou reciclagem, considerando as questões de emissões de gases de efeito estufa, consumo energético e energia incorporada, até a interação com o meio ambiente a partir da sua exposição às intempéries.

Em um aspecto mais restrito da avaliação ambiental, é a composição química que pode indicar o grau de periculosidade e de toxicidade de um produto. E, visto que a interação direta com o meio ambiente, por meio da exposição às intempéries, pode levar à lixiviação de compostos que, conforme o seu caráter químico e em determinados teores, pode levar à contaminação para o solo e cursos d'água, a avaliação da estabilidade química e física dos produtos torna-se um ponto importante nesse tipo de análise.

## **1.2. Avaliação Ambiental de Materiais e Componentes de Construção Civil**

Os sistemas construtivos empregados na edificação de habitações e de bens imóveis utilizados para outros fins são complexos, pois, em geral, incorporam uma infinidade de materiais oriundos de diversas fontes. O processamento desses materiais e componentes, além disso, pode demandar uma quantidade de energia considerável, assim como volumes significativos de recursos naturais.

Para enfrentar a crescente lista de problemas de desempenho ambiental das construções, cada vez mais, são necessárias as avaliações de fluxo de materiais e ambientais. A análise de fluxo de massa, energia e carbono, envolvidos na obtenção de produtos, a partir da exploração de recursos naturais como, por exemplo, aqueles oriundos de floresta ou de mineração a céu aberto, bem como a sua destinação final em aterros ou reciclagem, é uma tarefa complexa. Na construção de habitações com materiais alternativos, como é o caso daquela que emprega resíduos, as tentativas para determinar o impacto ambiental ao longo do ciclo de vida são sobrecarregadas pela grande quantidade de dados que exigem.

Assim, ao mesmo tempo em que o emprego de resíduos para a produção de materiais e componentes construtivos pode melhorar a sustentabilidade do sistema, pelo fato de poupar os recursos naturais, a necessidade de uma

avaliação da interação desses produtos com o meio ambiente de forma segura pode ser um entrave para o uso de recursos alternativos na construção civil.

Especificamente, as edificações encontram-se, em sua totalidade, em contato direto com o meio ambiente e, ao exercer a função de proteção e conforto do morador, estão diretamente expostas às intempéries, sujeitas à ação de raios solares, ventos, chuvas e alagamentos, os quais podem levá-las ao desgaste e a à degradação. O invólucro de uma edificação, que pode ser constituído por elementos de estrutura e vedação, como fachada e cobertura, recebe a ação direta da água da chuva ou de alagamentos, os quais podem, em algum momento, carrear compostos para o solo e cursos d'água. Esse processo é o que se denomina como lixiviação.

## **2. Lixiviação (e Solubilização)**

### **2.1. Conceitos e Terminologias**

Por se tratar de um tema multidisciplinar, faz-se necessário esclarecer a terminologia adotada na área de avaliação ambiental, conforme segue:

**Adsorção** – aumento na concentração de um determinado elemento na superfície ou na interface entre duas fases. O material que está sendo concentrado ou adsorvido é denominado adsorbato e a fase que o adsorve é denominada adsorvente (PETRONI, 2004).

**Caracterização ambiental** – processo de caracterização, no qual a composição de diversos fluxos de resíduos é analisado e classificado. A caracterização tem um papel importante em qualquer tratamento de resíduos, sendo, por isso, uma ferramenta essencial no âmbito da gestão integrada de resíduos sólidos (CRUZ, 2005).

**Classificação ambiental** – metodologia que envolve a identificação do processo ou da atividade que deu origem aos resíduos, bem como a de seus constituintes e características, além da comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e meio ambiente é conhecido (ABNT, 2004b, p. 2).

**Fluído percolante** – líquido com potencial de dispersibilidade, normalmente água. Segundo a NBR 9575:2010, é a água que atua sobre superfícies, não exercendo pressão hidrostática superior a 1 kPa (ABNT, 2010, p. 2);

**Lixiviação** – capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator (ABNT, 2004a, p. 1);

**Lixiviado** – extrato obtido a partir do ensaio de lixiviação (ABNT, 2004a);

**Solubilização** – operação que tem o objetivo de diluir substâncias contidas nos resíduos, por meio de lavagem em meio aquoso. Na E/S a solubilização dos contaminantes é caracterizada segundo sua transferência para o meio líquido (ABNT, 2004);

**Solução Lixivante** – fluido percolante utilizado em qualquer extração ou solubilização seletiva dos constituintes químicos de um material (WINGE, 2015);

Com a finalidade de manter a clareza dos termos definidos anteriormente, os quais serão empregados ao longo deste capítulo, merece destaque o caso da diferença entre os conceitos lixiviação e solubilização. Embora não esteja explícito no conceito de lixiviação estabelecido pela norma ambiental brasileira de lixiviação de resíduos NBR 10.005, a extração dos constituintes químicos dos resíduos é realizada com o emprego de um fluido percolante com característica ácida (ABNT, 2004). Em outros países, tanto a extração com ácido, como com água é tratada por lixiviação. Na área da Patologia das Construções, por sua vez, lixiviação é tomada como o processo que, após a exposição a um fluido líquido, carreiam para a superfície do componente sais solúveis, tendo como produto a eflorescência. Na avaliação ambiental de materiais e componentes construtivos, toma-se por lixiviação o processo de extração de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes em monólitos, por meio da dissolução no meio extrator, que pode ser uma solução ácida ou aquosa.

## 2.2. Estabilização por Solidificação

A origem dos atuais processos de estabilização e solidificação de resíduos, de acordo com Conner e Hoeffner (1998), encontra-se em quatro principais áreas da tecnologia, que vêm sendo praticadas há muitos anos, como:

- Solidificação e disposição de resíduos radioativos;
- Estabilização do material escavado das minas e os seus rejeitos;
- Estabilização dos solos instáveis, controlando a infiltração para fins de construção;

- Uso de resíduos sólidos para construção de base para estradas e áreas de loteamento.

Os processos de estabilização por solidificação E/S foram primeiramente empregados em meados da década de 70, para tratar alguns resíduos provenientes da indústria do aço. Utilizava-se cal para neutralizar a acidez e cinza volante, solo ou cimento Portland para produção de um sólido que pudesse ser descartado em aterros. Nessa época não havia muito controle ambiental, esses processos eram comuns e o tratamento normalmente era feito em batelada, sem padrões e com processos ineficientes. A intenção ao realizar o tratamento era somente a neutralização dos ácidos, para que os aterros recebessem o resíduo. Com o passar do tempo, outros tipos de resíduos passaram a ser incorporados aos produtos estabilizados/solidificados, como lodos resultantes de indústrias metalúrgicas ou siderúrgicas e, com isso, a E/S tornou-se cada vez mais complexa. Dessa forma, surgiu a necessidade de se elaborar métodos que testassem esses produtos e de propor parâmetros de análise, a fim de estabelecer limites de lixiviação, de forma a garantir a minimização de impactos ambientais no solo e água (CONNER; HOEFFNER, 1998).

É possível definir a estabilização por solidificação de resíduos sólidos como uma técnica empregada para o tratamento e disposição dos resíduos sólidos e consiste em imobilizar o resíduo dentro de uma matriz solidificada, com grande integridade estrutural, que garanta que o resíduo permaneça fixo mecanicamente em sua microestrutura, podendo ou não ocorrer interação química (PINTO, 2005). A matriz deve apresentar boa resistência mecânica, estabilidade química e física e boa resistência a temperaturas elevadas (CASTRO, 2010), e deve impedir a migração e exposição de contaminantes no ambiente (U.S EPA, 2009). A matriz solidificada para promover a E/S consiste em misturar agentes ligantes, orgânicos ou inorgânicos, com resíduos, convertendo-os em um material monolítico com permeabilidade muito baixa, no qual os constituintes dos resíduos ficam imobilizados (STEGEMANN e CÔTÉ, 1996).

Segundo Wiles (1987) e Brito (2007), a solidificação pode ser definida como um processo em que o resíduo é encapsulado, formando um material sólido, podendo não envolver interações químicas entre contaminantes e aglomerantes. Por sua vez, a estabilização se refere ao processo em que o contaminante fica total ou parcialmente encapsulado, convertendo-se em

um formato mais estável quimicamente, dando condições para minimizar a solubilidade, mobilidade e periculosidade dos componentes presentes no material, podendo ou não ocorrer modificação nas características físicas dos resíduos.

Dessa forma, a E/S pode ser entendida como duas etapas que se completam e que ocorrem no momento em que os agentes aglomerantes entram em contato com os contaminantes e resíduos, sendo então aprisionados quando fixados na matriz, reduzindo sua migração para o meio ambiente. Entre os agentes aglomerantes destacam-se o cimento Portland, o hidróxido de cálcio (cal hidratada), o asfalto, as argilas, o polietileno e outros polímeros orgânicos (BRITO, 2007).

Segundo Stegemann e Buenfeld (2002), o processo de E/S com cimento Portland, cerâmicas, polímeros ou vidros é frequentemente sugerido como um dos melhores tratamentos para contaminantes que não podem ser reduzidos ou reciclados, além de incluir modificações na solubilidade, em função do controle de pH, formação de estruturas químicas insolúveis e encapsulamento. A aplicação da E/S pode ocorrer em resíduos provenientes de indústrias, como a metalúrgica, a química e a petroquímica, incluindo cinzas resultantes da queima de biomassa, lodo proveniente de tratamento de águas residuais ou refino de metais, resíduos de galvanoplastia e resíduos de energia nuclear (ROSA, 2001). A técnica de E/S, ainda, apresenta mecanismos que inibem a dispersão dos contaminantes, também modificando a solubilidade, por controlar o pH, formando combinações químicas insolúveis e encapsulamento dos contaminantes. Conseqüentemente, as vantagens da técnica de E/S estendem-se para benefícios ambientais, uma vez que evitam passivos ambientais, reduzindo, com isso, prejuízos ambientais relativos à disposição final e minimizando os impactos ambientais negativos decorrentes da extração de matérias-primas diretamente do ambiente.

### **2.3. Estabilidade de Resíduos Incorporados a Materiais de Construção**

O setor da construção civil, na produção de edificações e obras de infraestrutura, consome grandes volumes de recursos naturais e energia. Entre os materiais mais consumidos pelo setor encontram-se o cimento e a cerâmica vermelha. Em 2013, conforme o Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC, 2013), o consumo nacional de cimento foi de 71 milhões

de toneladas, representando um consumo *per capita* de 353 kg/hab./ano. No segmento da cerâmica vermelha, o consumo de argila é na ordem de 10,3 milhões de toneladas ao mês, e o consumo *per capita* de blocos e telhas é em torno de 396 peça/hab./ano (ANICER, 2012).

A reciclagem de resíduos em materiais de construção civil traz vários benefícios ambientais, entre eles, a destinação final por meio da estabilização/solidificação e a diminuição do consumo de recursos naturais não renováveis. Em alguns casos pode-se, inclusive, melhorar o desempenho dos materiais com a incorporação do resíduo.

### **2.3.1. Estabilização em Matriz de Cerâmica Vermelha**

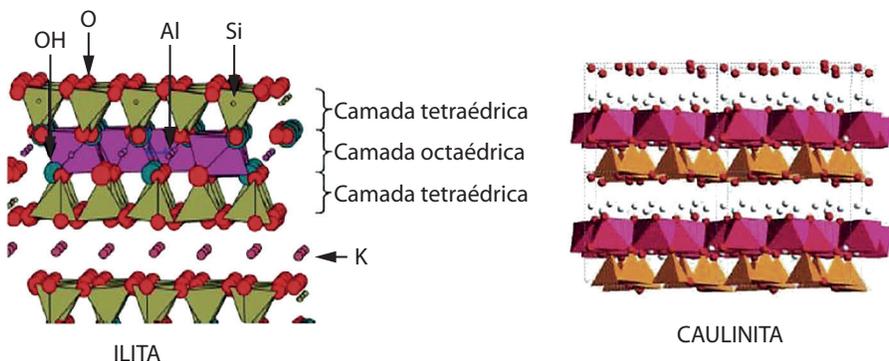
Uma alternativa como matriz para E/S é a cerâmica vermelha como agente fixador no encapsulamento de resíduos. A matéria-prima para a cerâmica vermelha é uma composição de argilominerais, que são sinterizados em temperaturas médias, na ordem de 800 a 1.100°C. A qualidade dessa matriz como agente fixador dependerá da própria qualidade da cerâmica (HEREK et al., 2012), que, por sua vez, depende, entre outros fatores, da composição da argila, da velocidade de perda de água na secagem, da temperatura de queima, da taxa de aquecimento do forno, do patamar de temperatura máxima, do tempo de permanência no patamar máximo, da velocidade de resfriamento, além da uniformidade da temperatura dentro do forno (KAZMIERCZAK, 2010). Esses fatores determinarão a qualidade da microestrutura do material e seu grau de fragilidade. Por exemplo, uma secagem não uniforme, em função de uma rápida perda de água, pode acarretar em fissuras; baixas temperaturas de queima podem gerar uma matriz mais porosa, com baixa capacidade de fixação do resíduo. Graças aos argilominerais, as argilas na presença de água desenvolvem uma série de propriedades, tais como, plasticidade, resistência mecânica a úmido, retração linear de secagem, compactação, entre outras, que explicam sua grande variedade de aplicações tecnológicas, entre elas, o uso para a incorporação de resíduos (MARANGON, 2008).

O emprego de argila para E/S de resíduos pode ter como produto final materiais cerâmicos de valor agregado, mostrando-se, dessa forma, um processo promissor. O processo de incorporação de resíduos em material cerâmico pode ser inicialmente explicado pelas propriedades da argila. Tanto Morais e Spoto (2006), como Castro (2008) e Monteiro (2009), afirmam que todos os tipos de argilas são constituídos de argilominerais, os quais são compostos

quimicamente por silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio, contendo ainda certo teor de elementos alcalinos e alcalinos terrosos, potássio e sódio e também de oxigênio. Além dos argilominerais, as argilas contêm geralmente matéria orgânica, sais solúveis e partículas de quartzo, pirita, mica, calcita, dolomita e outros minerais residuais. Em geral, a argila possui um diâmetro de partículas menor do que 2  $\mu\text{m}$ , conseqüentemente, apresenta uma grande área de superfície específica (ASE), aumentando de forma acentuada sua reatividade (MEURER, 2004).

As partículas coloidais das argilas silicatadas, denominadas micelas (micro células), possuem, em geral, carga negativa. Por conseguinte, cada cristal do coloide atrai íons com carga positiva (por exemplo,  $\text{H}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ), o que ocasiona aquilo que é conhecido como dupla camada iônica (McBRIDE, 1994). Assim, uma partícula de argila pode ser acompanhada por cátions, que são adsorvidos ou retidos pelas partículas de superfície. Dessa forma, a hipótese de que esse tipo de matriz possa encapsular uma parcela significativa dos cátions presentes no lodo pode levar à adoção de cerâmica vermelha como uma das matrizes a ser considerada para o encapsulamento de resíduos, em especial os lodos.

Argilominerais do tipo 2:1, que é o caso da ilita, da esmectita, da vermiculita, entre outros, podem demonstrar uma grande potencialidade na remoção de íons, exercendo fundamental importância na E/S de metais metálicos (CHUI, 2005; FONSECA et al., 2006; ABOLLINO, 2008). Porém os argilominerais do tipo 1:1, como exemplo da caulinita, pouco contribuem para a adsorção de íons metálicos (FERREIRA, 2008). A Figura 1 retrata as características da estrutura dos argilominerais ilita e caulinita.



**Figura 1.** Estrutura dos argilominerais: ilita e caulinita. Fonte: Ferreira (2008).

As substituições isomórficas nas folhas tetraédricas da ilita (Figura 1) resultam em uma elevada carga negativa, gerando um excesso de cargas que é neutralizado pela presença de potássio (K) no espaço interlamelar da estrutura, impedindo a entrada de água e também de cátions (FERREIRA, 2008). As cargas da superfície externa da ilita, porém, podem ser trocadas por outros cátions (PUREZA, 2004). Consequentemente, íons metálicos como os de  $Cr^{3+}$  podem ser adsorvidos na superfície destas estruturas.

Analisando a estrutura da caulinita na Figura 1, é possível perceber que as folhas tetraédricas, representados em amarelo, estão unidas umas às outras por ligações covalentes, assim como as octaédricas, representadas em cor rosa. Os grupos hidroxilas ( $OH^-$ ) de uma camada octaédrica se unem com os íons oxigênio ( $O^{2-}$ ) da camada tetraédrica (representados por esferas vermelhas) por meio de pontes de hidrogênio, interações dipolares e forças de Van der Waals, resultando em uma forte ligação entre as camadas no plano de clivagem e diminuindo a capacidade de troca catiônica da superfície interna (FERREIRA, 2008).

Valverde (2001) afirma que a capacidade de adsorção, presente naturalmente em alguns tipos de argila, é propícia para a incorporação de resíduos inorgânicos e ainda pode ser melhorada consideravelmente através de modificações químicas simples, baseadas na capacidade de troca iônica dessas argilas, passando, assim, a serem chamadas comercialmente de CAM, iniciais de “complexo argilo-mineral”. Isso faz com que os metais, encontrados na forma de íons, sejam adsorvidos pela argila em uso, porém, Verduch e Solana (2000) destacam que não necessariamente a adsorção garante a possibilidade de estes metais estarem completamente inertes.

Salienta-se que, no processo de E/S de resíduo inorgânico em argilas, o próprio processo térmico potencializa as reações químicas entre os resíduos e os demais componentes da argila (aglomerante) (MACHADO, 2005). É ao longo desse tratamento térmico que as matérias-primas sofrem alterações em sua composição química, na estrutura cristalina e na sua microestrutura. Os constituintes das massas cerâmicas que se apresentam estáveis à temperatura ambiente quando são levados a altas temperaturas sofrem reações e mudanças estruturais. Essas mudanças são fundamentais para a obtenção de estabilidade e das propriedades finais e úteis dos produtos. Figueiredo (2008) ressalta que, ao utilizar o tratamento térmico como medida para estabilização de materiais e principalmente de contaminantes em uma matriz sólida, é importante avaliar

o quão satisfatório ou não foi o processo, inclusive as emissões gasosas por ele geradas, as quais devem ser coletadas e tratadas, porém, concorda com Brito (2007), quando menciona que ainda não há uma regulamentação definindo o que fazer passo a passo, após um processo de solidificação e estabilização.

Como exemplo de trabalho que utilizou argila para retenção de contaminantes, pode ser citado o trabalho de Herek et al. (2011), os quais avaliaram a E/S de Lodo da Indústria Têxtil em material cerâmico, Brehm et al. (2007), que realizaram a reciclagem de Lodo de Fosfatização em cerâmica vermelha e Ramos (2009), que avaliou a técnica de solidificação/estabilização no tratamento de resíduo têxtil, visando à produção de bloco cerâmico de vedação.

### ***2.3.2. Estabilização em Matriz de Cimento Portland***

Entre os aglomerantes já citados, o mais empregado é o cimento Portland, pois suas reações químicas são ativadas somente pela água (reações de hidratação), ocorrendo à temperatura ambiente e seu endurecimento (pega), que leva à formação de uma microestrutura sólida, realiza-se em algumas horas.

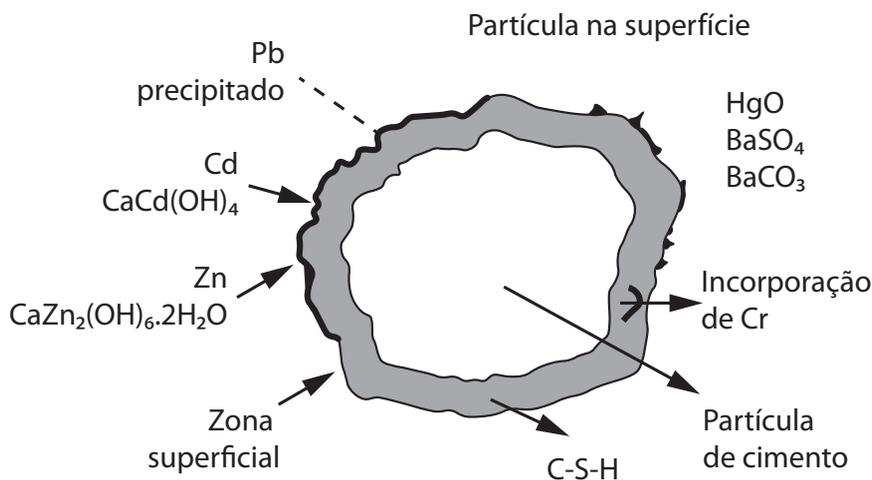
O emprego de cimento Portland em processos de E/S tem como objetivo minimizar a mobilidade dos poluentes, reduzindo os líquidos livres, encapsulando o resíduo, pela formação de um sólido monolítico que integra o resíduo, imobilizando os contaminantes. A constituição da matriz monolítica ocorre pela hidratação dos silicatos do cimento, formando silicatos de cálcio hidratado. Dos ligantes inorgânicos, o cimento Portland tem sido o mais aplicado em resíduos perigosos, sendo de uso essencial na técnica de E/S (CONNER, 1990; SILVA, 2007).

Segundo Conner (1990), os processos com incorporação de resíduos em cimento Portland podem apresentar vantagens e desvantagens.

Como vantagens têm-se disponibilidade de materiais; baixo custo de materiais e equipamentos para mistura; habilidade de formar barreira física mesmo em condições adversas; flexibilidade na forma das propriedades de acordo com a aplicação; composição de baixa variabilidade.

Por sua vez, pode-se citar, entre as desvantagens, que os produtos que apresentam porosidade podem permitir a lixiviação dos contaminantes quando não ocorrer fixação eficiente; o volume do resíduo pode aumentar em decorrência da adição do agente aglomerante; há necessidade de pesquisadores experientes para que a aplicação seja eficiente, mesmo que o processo pareça simples.

A Figura 2 ilustra o processo de E/S, uma vez que os contaminantes estejam retidos ou aprisionados no interior da partícula de cimento, e ocorrerem reações químicas entre os contaminantes e aglomerantes ou processos de retenção física dos contaminantes. O chumbo ( $Pb^{2+}$ ), cádmio ( $Cd^{2+}$ ) e zinco ( $Zn^{2+}$ ) são precipitados na zona de superfície do composto hidratado, enquanto o cromo ( $Cr^{3+}$ ) pode ser incorporado no interior do composto, especialmente no interior do silicato de cálcio hidratado (C-S-H), que apresenta a fórmula molecular  $CaO.2SiO_2.3H_2O$  (CONNER, 1990).



**Figura 2.** Esquema de E/S em matriz de cimento Portland. *Fonte:* Park (2000).

Segundo Conner (1990), quando se utiliza cimento Portland comum para E/S de resíduos sólidos industriais perigosos, o pH da matriz favorece a conversão de cátions em hidróxidos, óxido e carbonatos insolúveis, incorporando íons metálicos à estrutura cristalina da matriz de cimento. O óxido de mercúrio e os sais de Bário permanecem na superfície da partícula de cimento, pois com a elevação do pH os cátions de bário ( $Ba^{2+}$ ) e mercúrio ( $Hg^{2+}$ ) são convertidos para a forma de óxido ( $HgO$ ) e carbonatos insolúveis ( $BaSO_4$  e  $BaCO_3$ ).

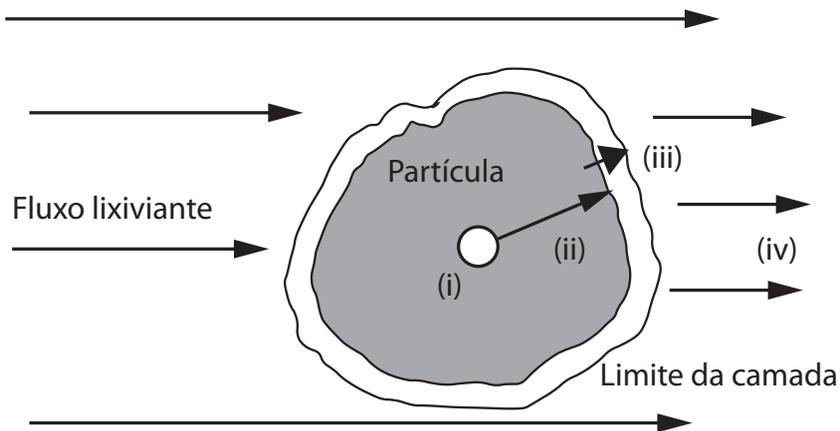
Outros íons presentes em determinados resíduos, como alguns lodos, também podem ser estabilizados pelos produtos de hidratação do cimento. Brehm et al. (2013) observaram que o sódio foi estabilizado tanto na matriz de cerâmica como na matriz de cimento Portland. Também os elementos Cu, Zn, Fe e Mn podem ser encapsulados nestas matrizes e, neste caso, o

comportamento pode ser explicado devido à capacidade dos minerais silicatados (presentes na argila e no cimento) em adsorver estes metais (SANCHEZ et al., 1999).

## 2.4. Mecanismos de Lixiviação

A lixiviação de constituinte de um sólido inicia-se por meio de uma dissolução na água do poro da matriz sólida ou na solução lixivante que permeia o sólido (ROSA, 2001). Essa dissolução normalmente acontece como consequência de reações químicas, envolvendo a solubilização de partículas presentes na fase sólida para a água dos poros e seu transporte pelo lixivante por intermédio da rede de conexão dos poros (ASAVAPISIT et al., 2001). Contudo, os mecanismos de lixiviação nem sempre são simples e normalmente, após a dissolução, a taxa de lixiviação é regulada por meio da difusão (GUZELLA, 2010).

A difusão é entendida como um fenômeno que explica o transporte de íons ou de moléculas de um meio sólido, líquido ou gasoso, a partir de locais de maior concentração para os de menor concentração. No caso do estudo da lixiviação de componentes de um resíduo que passou por processo de E/S, pode-se presumir que a movimentação dos componentes do sólido tende a ir para a solução lixivante devido à diferença do potencial químico (concentração) existente entre o sólido e o líquido. A Figura 3 apresenta as etapas, de forma simplificada, do processo de lixiviação que se desenvolve a partir de um material sólido e uma solução lixivante.



**Figura 3.** Etapas do mecanismo de lixiviação. Fonte: Cohen (1999).

As etapas ilustradas na Figura 3 são explicadas por Cohen (1999):

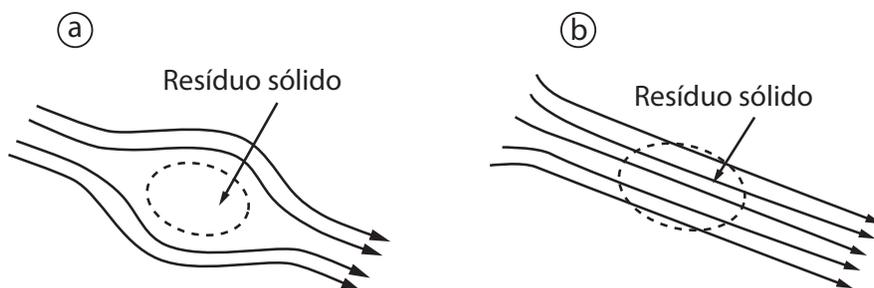
Em (i) é representada a primeira etapa da lixiviação, denominada reação. Nela, as espécies da fase sólida passam para a fase líquida através de mecanismos de dissolução de sais altamente solúveis, solubilização de fases sólidas minerais, controlada por meio do equilíbrio de solubilidade e pH, liberação da fase sólida por reação química ou complexação com reagentes dissolvidos, desorção de espécies adsorvidas na superfície do sólido, troca iônica, etc. Normalmente os precipitados formados pelas reações químicas podem passar resíduos das partículas, reduzindo a velocidade ou bloqueando completamente o transporte através do sólido ou da interface da camada limite por entupimento dos poros;

Em (ii) ocorre a etapa da difusão intrapartícula, na qual se observa o transporte para a fase líquida de espécies metálicas do local onde estão contidas para a superfície do sólido, por meio da porosidade;

Na etapa (iii) é observada a transferência de massa externa, em que há o transporte da superfície do sólido até a fase líquida;

Na etapa (iv), ocorre o movimento para fora do sólido na solução líquida através de difusão. Esta etapa recebe o nome de transporte no líquido.

Quando a solução lixivante apenas entra em contato com o resíduo, de forma não interativa e sem pressão, a difusão pode ser caracterizada por uma lavagem superficial (Figura 4a). Porém, quando a solução lixivante é forçada a entrar em contato com o resíduo, ocorre um fenômeno de difusão-dispersão também chamado de *flow-through*, o qual pode ser observado na Figura 4b (POON e CHEN 1999).



**Figura 4.** Regime do escoamento da solução lixivante: (a) lavagem superficial (b) *flow-through*. Fonte: Poon e Chen (1999) apud Basegio (2004).

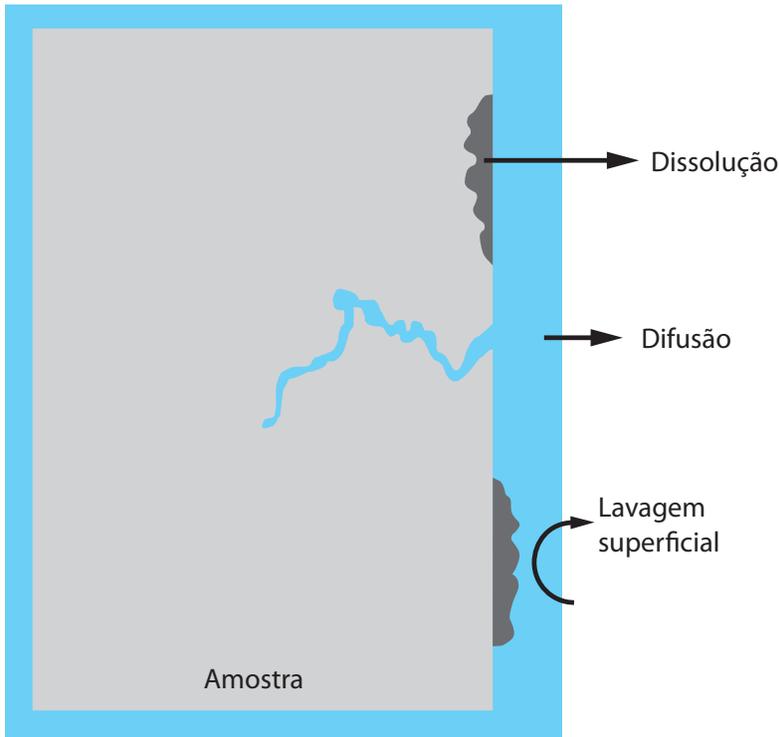
A diferença entre as duas formas de difusão está associada à diferença do regime de escoamento da solução lixiviante, conforme observado nas Figuras 4a e 4b. O transporte dos componentes dá-se em uma direção única no modelo *flow-through* e em todas as direções no modelo de lixiviação por lavagem superficial, sendo insignificante o efeito da dispersão.

Segundo Rosa (2001), os testes de lixiviação nos quais são empregadas modelagens *flow-through* são indicados para estudos do comportamento de resíduos solidificados, em função da habilidade dos mesmos em acelerar processos de lixiviação. Já a forma de lixiviação por lavagem superficial é muito utilizada para resíduos estabilizados considerados perigosos e ocorre quando um resíduo é menos permeável que o material no seu entorno. O movimento dos contaminantes se dá a partir da superfície da matriz sólida, criando um gradiente de concentração que vai do centro do resíduo até a interface do lixiviante, e o contaminante é difundido a partir do poro do resíduo que está saturado com a solução lixiviante.

Em materiais porosos a água pode penetrar por absorção capilar e, a seguir, ser transportada por difusão, no qual a concentração tende a se igualar em todos os pontos do sistema, com o passar do tempo. Conforme Guzella (2010), duas leis explicam o mecanismo de lixiviação por difusão: uma lei que considera o processo de difusão sob condições de estado estacionário (o gradiente de concentração não varia com o tempo), chamada de 1ª Lei de Fick e a 2ª Lei de Fick.

Da mesma forma é explicado o mecanismo de lixiviação por difusão que acontece quando o teste de lixiviação é similar à exposição de materiais em chuvas, no qual mais dois fatores além do tempo regem o fenômeno da lixiviação. Segundo John e Ângulo (2003) estes fatores são ciclos de molhagem e secagem na camada externa e difusão para profundidades maiores. Diante desse fato, provavelmente os ensaios com corpos-de-prova submersos em soluções lixiviantes, como os testes de imersão, não são os mais adequados para estruturas submetidas a ciclos de molhagem e secagem. No caso de a avaliação de um elemento construtivo que é exposto à chuva e, portanto, às intempéries, durante sua fase de uso, optar por um teste de lixiviação que não simule as condições ambientais reais, há a possibilidade de não se reproduzir o resultado real e não se representar fielmente o mecanismo de lixiviação que ocorre.

Os mecanismos de lixiviação aplicados em uma matriz de cimento Portland, conforme Figura 5, podem ocorrer por meio da dissolução, difusão ou lavagem superficial.



**Figura 5.** Mecanismos de lixiviação de produto em matriz de cimento Portland. Fonte: Groot e Van der Sloot (1992).

Segundo Van Gerven *et al.* (2002) e Groot e Van der Sloot (1992), os mecanismos de lixiviação de produto em matriz de cimento Portland podem ser definidos como:

- **Dissolução** – é determinada pela solubilidade da matriz que se origina em sua superfície. A dissolução de compostos pode apresentar a desintegração de um monólito ou parte dele. A remoção de elementos como Ca e Si pode levar a desintegração da matriz monolítica, não havendo necessidade do transporte de compostos;
- **Difusão** – refere-se à dissolução dos compostos na água presente no poro, seguido por transporte para fora da matriz se direcionando a solução lixivante. Este transporte de difusão é impulsionado pelo gradiente de concentração da solução dos poros e pela solução lixivante;

- **Lavagem superficial** – implica na dissolução de compostos na superfície de um monólito, que pode conter, em sua superfície, uma camada com produtos relativamente solúveis, seguida pelo transporte desses compostos a partir da superfície do monólito, para a maior parte do agente de lixiviação.

Os mecanismos de lixiviação controlados podem ser distinguidos pelo potencial disponível para a lixiviação, por solubilização ou reações de sorção e por limitações de transferência de massa. A limitação de transporte por difusão é um exemplo, pois devido aos diferentes mecanismos de lixiviação, deve ser feita uma distinção entre materiais granulares e materiais monolíticos, em que a resistência de difusão para o transporte desempenha um papel importante (SLOOT, 1998).

Com isso, pode-se justificar a importância de testar um produto em forma de monólito, pois assim será possível estudar o mecanismo de lixiviação e verificar como ocorreria em uma situação real a lixiviação de um produto E/S quando exposto ao ambiente.

## 2.5. Fatores que Influenciam a Lixiviação

O processo de lixiviação é influenciado por fatores físicos e químicos. A composição química e as características físicas de um material avaliado por um teste de lixiviação podem afetar direta e indiretamente a liberação de contaminantes de resíduos E/S ou granulares (CONNER, 1990; SLOOT e HEASMAN, 1997).

Dos fatores físicos que influenciam a lixiviação, os mais relevantes estão associados à área superficial, às propriedades das partículas, ao escoamento pela partícula, à técnica de agitação e ao equipamento utilizado, bem como às características da solução lixiviante, à proporção solução lixiviante/amostra, ao tempo de contato e à temperatura.

A forma do produto é fundamental no processo de lixiviação. Em materiais granulares, exemplificados pelos agregados, no caso de materiais de construção, o efeito da área superficial é relativamente mais importante que nos produtos íntegros. Mantendo-se constante o material a ser lixiviado e a solução lixiviante, quanto maior for a relação entre a área superficial e o volume, mais relevantes são os fenômenos superficiais e a velocidade de percolação da solução, e vice-versa (JOHN; ÂNGULO, 2003). A Tabela 2 resume os aspectos de cada influência física na taxa de lixiviação.

**Tabela 2.** Fatores que influenciam a lixiviação.

Aspecto físico	Influência na lixiviação
Área superficial do sólido	Quanto menor a granulometria das partículas sólidas, maior a área superficial, aumentando a lixiviação.
Porosidade	Materiais com baixa porosidade são menos permeáveis e irão diminuir a velocidade do fluxo da lixiviação.
Característica da solução lixivante	Soluções lixivantes agressivas com pH moderadamente baixo aumentam a solubilidade de fases minerais contidas em resíduos pontencialmente perigosos, aumentando a lixiviação.
Proporção solução lixivante/amostra	Baixa proporção solução lixivante/amostra reduz a solubilidade de certos constituintes. Geralmente altas proporções são mais apropriadas.
Tempo	Quanto menor o tempo de contato entre a solução lixivante e o sólido, menor é a probabilidade de alcançar ou aproximar-se do equilíbrio entre o sólido e o líquido.
Temperatura	A solubilidade de determinados constituintes depende diretamente da temperatura. Geralmente altas temperaturas favorecem a solubilidade dos sais.

Fonte: Basegio (2004).

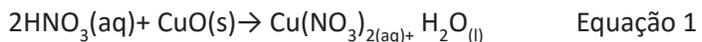
As reações químicas dos constituintes de resíduos inorgânicos compreendem basicamente reações de hidrólise, nas quais normalmente um metal reage com a água formando um novo composto metálico iônico ou neutro que apresenta diferentes solubilidades entre si. Por sua vez, a solubilização desse novo composto formado está associada a sua própria natureza e à natureza da solução lixivante empregada, assim como à temperatura, à pressão do sistema e a outras variáveis. A solubilidade em água obedece às seguintes regras (VOGEL, 1992):

- Sais dos metais alcalinos e de amônio são solúveis em águas, assim como os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e os acetatos ( $\text{CH}_3\text{-COO}^-$ );
- Cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), brometos ( $\text{Br}^-$ ) e iodetos ( $\text{I}^-$ ), em sua maioria, são solúveis, sendo as exceções principais o cloreto de chumbo ( $\text{PbCl}_2$ ), cloreto de prata ( $\text{AgCl}$ ), cloreto de cobre ( $\text{CuCl}$ ), cloreto de mercúrio ( $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ ), brometo de chumbo ( $\text{PbBr}_2$ ), brometo de prata ( $\text{AgBr}$ ), brometo de cobre ( $\text{CuBr}$ ), brometo de mercúrio ( $\text{Hg}_2\text{Br}_2$ ), iodeto de chumbo

(PbI<sub>2</sub>), iodeto de prata (AgI), iodeto de cobre (CuI) e iodeto de mercúrio (HgI<sub>2</sub>);

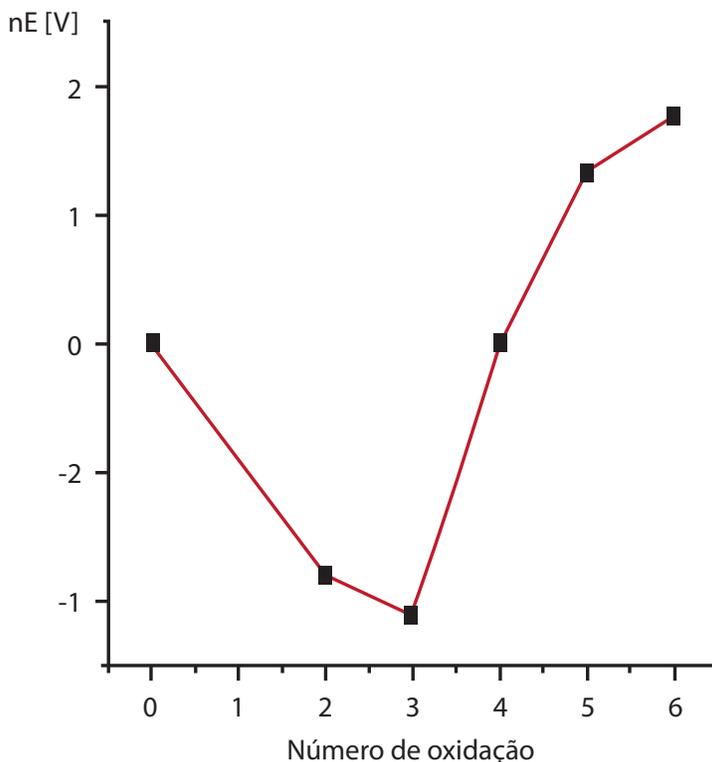
- Sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), em sua maioria, são solúveis na água, sendo principais exceções: sulfato de cálcio (CaSO<sub>4</sub>), sulfato de estrôncio (SrSO<sub>4</sub>), sulfato de bário (BaSO<sub>4</sub>) e sulfato de chumbo (PbSO<sub>4</sub>);
- Sulfetos (S<sup>2-</sup>) e hidróxidos (OH<sup>-</sup>), em sua maioria, são insolúveis na água. Principais exceções: Sulfetos de metais alcalinos e metais alcalino-terrosos e de amônio, os quais são solúveis em água;
- Carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) e os sais dos outros ânions não mencionados anteriormente, em sua maior parte, são insolúveis na água. Exceções: Os sais dos metais alcalinos e de amônio são solúveis;
- Óxidos de metais alcalino-terrosos reagem com a água. Os demais óxidos básicos são poucos solúveis em água.

Entretanto, existem substâncias que, quando não dissolvidas pela água, podem ser dissolvidas em soluções ácidas. O ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) diluído é muito utilizado para solubilização de alguns óxidos de metais, como o óxido de cromo, o óxido de ferro e o óxido de alumínio, porém, o HNO<sub>3</sub> concentrado é um forte agente oxidante. Um exemplo é a solubilização do óxido de cobre (CuO) que ocorre segundo a reação da Equação 1:



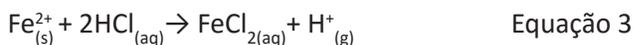
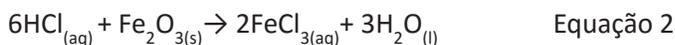
Diante de soluções ácidas, o cromo pode se apresentar nas suas formas trivalente (Cr<sup>3+</sup>) e hexavalente (Cr<sup>6+</sup>). A Figura 6 mostra a distribuição das valências de cromo em solução ácida conforme o potencial de ionização (nE).

Na Figura 6, é possível observar que o cromo, na sua forma Cr<sup>3+</sup>, é muito estável em condições de redução, sendo necessária alta energia para conversão desse íon a baixos e altos número de oxidação. Conseqüentemente, temperatura e atmosfera oxidante podem contribuir para uma mudança no estado de valência do cromo, de 3<sup>+</sup> para 6<sup>+</sup>. O Cr<sup>6+</sup> em solução ácida apresenta potencial de redução alto, sendo um forte agente oxidante e instável na presença de doadores de elétrons, por isso, há uma tendência do cromo ser dissolvido em contato com soluções ácidas.



**Figura 6.** Distribuição das valências de Cr em solução ácida conforme o potencial. *Fonte:* Shriver et al., (1994).

Ácido Clorídrico também é utilizado na solubilização de materiais. Indicado para compostos carbonatados, para alguns óxidos e metais, é um excelente solvente para amostras inorgânicas e orgânicas. Pode-se citar, como exemplo, a solubilização de óxido de Ferro (III) –  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , representada nas reações da Equação 2 e da Equação 3:



Tratamento com água régia é outra forma de solubilização, utilizado em metais. Consiste em uma mistura de ácido nítrico com ácido clorídrico, sendo este capaz de dissolver platina, ouro, paládio e metais nobres. As reações da Equação 4 e da Equação 5 demonstram a solubilização do ouro em meio ácido:



Existem ainda substâncias que, quando não dissolvidas por ácidos, geralmente podem ser dissolvidas por um fundente inorgânico, suficientemente aquecido para estar fundido. Como exemplos de agentes inorgânicos fundentes podem ser citados:

- pirosulfato de potássio – utilizado para decomposição de alguns óxidos e fosfatos como o óxido de titânio;
- peróxido de sódio e hidróxido de sódio – recomendados para solubilização de óxidos de cromo;
- carbonato de sódio anidro – usado para solubilização de materiais silicosos.

Na prática, o lixiviante deve ser aquele que está em contato com o resíduo (ROSA, 2001). A composição da solução lixiviante deve simular as condições ambientais reais de campo, como por exemplo, ambientes salinos (água do mar), presença de gás carbônico e de acidez (chuva ácida) e casos particulares de águas residuais industriais (FIGUEIREDO, 2008).

A característica de pH da solução lixiviante está entre os fatores químicos que mais interferem na lixiviação. O potencial hidrogeniônico frequentemente tem um papel decisivo na lixivialidade de constituintes de resíduos sólidos, além de controlar demais fatores químicos como a complexação com agentes orgânicos ou inorgânicos, potencial redox e ainda reprecipitação ou sorção.

A complexação com agentes orgânicos e inorgânicos permite que os constituintes que não são solúveis em condições normais na solução lixiviante, sejam mobilizados e alcancem concentrações superiores a concentrações de equilíbrio da fase mineral presente no sistema (SLOOT e HEASMAN, 1997).

O potencial redox influi na mobilidade de alguns metais através da matriz sólida, quando há presença de agentes oxidantes e redutores. Exemplos de metais que são atacados por reações de oxidação aumentando sua lixiviação são o cromo, o manganês, o ferro e o níquel (CONNER, 1990). Em condições redutoras, normalmente a lixiviação dos metais diminui.

No que diz respeito às reações de sorção, estas envolvem moléculas e íons que podem aderir-se à superfície do sólido por meio de ligações químicas

fortes e fracas. As ligações iônicas são caracterizadas por serem enlaces muito fortes entre os átomos envolvidos, já as ligações covalentes e forças de Van der Waals representam forças mais fracas. Muitas das fases sólidas minerais possuem essas propriedades sortivas, as quais são atribuídas à forças não tão equilibradas na superfície do sólido e, portanto, capazes de ligar constituintes dissolvidos sobre a superfície, diminuindo a lixiviação do material. Este fenômeno é muito significativo e explica a baixa probabilidade que as espécies sorvidas têm de passarem para desorvidas, quando há ligações fortes, a menos que as condições relacionadas com o pH e potencial redox no lixiviado variem significativamente (SLOOT e HEASMAN, 1997). Por exemplo, em uma condição de alcalinidade muito elevada no lixiviado, acima do pH 11 ou em circunstâncias ácidas, a solubilidade aumenta, para a maioria dos hidróxidos metálicos.

De acordo com Townsend *et al.* (2003), existem vários fatores tanto químicos como físicos, que controlam a lixiviação de resíduos em produtos. Os fatores físicos incluem tamanho de partícula, reação líquido/sólido, temperatura e porosidade. Já os fatores químicos incluem pH, potencial redox do material, processos de sorção e formação de complexos com compostos orgânicos ou inorgânicos.

Segundo, Sloot *et al.* (1997), Townsend *et al.* (2003) e Basegio (2004), os principais fatores físicos que podem influenciar na lixiviação são o tamanho de partículas, a relação sólido/líquido, a temperatura e a porosidade.

O **tamanho de partícula** está associado à área superficial do material submetido à lixiviação. Quando o material sólido possui uma área superficial grande, ocorre uma dissolução mais efetiva no lixiviado, devido a maior área de contato entre este e o lixiviante, pois quanto menor for a granulometria das partículas sólidas, maior a área superficial, aumentando, com isso, a lixiviação;

A **relação sólido/líquido (S/L)** define o volume de solução de extração que permanece em contato com o material residual ou o produto de E/S a ser analisado, influenciando as concentrações obtidas. Em menor relação S/L, as concentrações são maiores e diminuem com o aumento da relação S/L, pois há diluição do material. Além disso, quanto menor for o tempo de contato entre o material e o líquido, menor será a proporção da concentração de constituintes liberados.

A solubilidade dos constituintes relaciona-se, em alguns casos, à **temperatura**. São vários os aspectos influenciados pela temperatura na lixiviação. Usualmente, nas pesquisas de lixiviação adota-se o uso da temperatura ambiente (20-25°C). Sendo que temperaturas elevadas podem favorecer a solubilidades dos sais.

A velocidade em que o lixiviante irá atravessar as partículas é determinada pela **porosidade** do material. Em materiais com porosidade baixa e menor permeabilidade ocorre uma diminuição da velocidade do fluxo da lixiviação.

Dentre os fatores químicos que podem influenciar o processo de lixiviação, pode-se citar: o pH, o potencial redox do material, as reações de sorção, e os agentes complexantes (SCHIOPU et al., 2009; SCHAEFER, 2007; SLOOT et al.; 1997; BASEGIO, 2004).

O **pH** afeta a lixiviação de contaminantes, pois à medida que diminui o pH, a desorção de metais aumenta, assim, os metais são mais solúveis em condições ácidas, o que pode ser atribuído à tendência de metais para formar óxidos de metal solúveis em ambientes ácidos, sendo que a solubilidade de alguns metais, pode aumentar em condições alcalinas extremas devido a sua capacidade de formar compostos de hidróxido de metal solúveis. Em caso de demolição mecânica ou degradação natural, as mudanças de pH associada à carbonatação, pode levar a alterações na lixiviação de aniões. As tensões de um material sob influências externas, como a carbonatação, pode ser quantificada e traduzida em uma alteração de pH. Pode ocorrer a precipitação de metais em forma de sais, como carbonatos, silicatos, sulfatos. O pH na lixiviação é estabelecido, geralmente, pela dissolução da principal fase mineral do sólido ou pelo CO<sub>2</sub> atmosférico. Em relação ao controle de pH, a diferença entre os sistemas fechados e abertos deve ser considerada, pois podem ser influenciados pelo CO<sub>2</sub> da atmosfera.

O **potencial redox do material** pode ser significativo na lixiviação de contaminantes em materiais residuais. A presença de agentes redutores ou oxidantes pode desenvolver modificações no estado de valência de alguns metais, comprometendo sua mobilidade através da matriz sólida até o lixiviante. Em condições redutoras, normalmente, a lixiviação dos metais diminui. O Cr III e Cr VI podem ser citados, como exemplo: o Cr III possui menor solubilidade em água e menor mobilidade, enquanto o Cr VI é mais móvel e tóxico no ambiente. Em oxidação, o Cr III se converte em Cr VI, tornando-se mais tóxico. Em ambientes como aterros sanitários, podem

se formar condições de redução, sendo os metais imobilizados dentro dos resíduos.

As fases sólidas de um material podem unir constituintes dissolvidos na superfície por **reação de sorção**, que é a fixação de moléculas e íons capazes de prender-se à superfície do sólido por ligações iônicas (forças fortes) e de Van der Waals (forças fracas). Isso ocorre, pois, na superfície do sólido, as forças de coesão não estão equilibradas e acontecem atrações entre moléculas e íons para a superfície do sólido. Assim, a carga da superfície nos locais de sorção determina se são retidos cátions ou ânions. Ligações fortes impossibilitam que uma espécie sorvida torne-se dessorvida, exceto se o pH e potencial redox variem expressivamente.

Os constituintes que não seriam solúveis em condições normais no lixiviado podem ser mobilizados, devido à presença de **agentes complexantes**, levando a formação de complexos com compostos orgânicos ou inorgânicos.

Os fatores físicos e químicos que influenciam na lixiviação tornam o processo complexo, o que leva a uma série de condicionantes para estabelecer os testes de extração por lixiviação, os quais buscam analisar a periculosidade de um resíduo ou a segurança de um processo de estabilização por solidificação.

## 2.6. Testes de Lixiviação

Em produtos à base de cimento Portland, a utilização crescente de materiais alternativos para adição ou substituição do cimento e dos agregados tem grande potencial para causar danos ao meio ambiente (SCHIOPU et al., 2009). O dano ambiental causado pela utilização de um resíduo em uma matriz à base de cimento pode ser originado em qualquer fase do ciclo de vida de um produto ou componente (fabricação, distribuição, construção, utilização, fim de vida). A maior preocupação ocorre na fase de fim de vida, na qual os produtos possuem maior potencial de risco de lixiviação, devido a sua disposição em contato com a água da chuva. No entanto, durante a etapa de uso também pode haver lixiviação, gerando prejuízos ao ambiente e problemas de saúde para as pessoas que habitam o local onde o material está exposto.

No Brasil, a forma usual de se prever o impacto ambiental causado pela disposição de um resíduo ou de uma matriz contendo resíduo, é a utilização de testes de lixiviação. Silva (2007) salienta que a finalidade dos testes de lixiviação

é verificar se os componentes perigosos permanecem encapsulados nos sólidos produzidos por E/S ou se as concentrações obtidas para as substâncias consideradas perigosas estão dentro dos limites estipulados pelas normas ambientais. Há diversos métodos de ensaio, que se diferem pelo pH da solução lixiviante, pela agitação do meio, pela forma da amostra, pela proporção entre amostra e solução lixiviante, pelo tempo de exposição, entre outros fatores. Alguns métodos buscam investigar o equilíbrio ou o semiequilíbrio entre o resíduo e a solução lixiviante, outros forçam a percolação da solução e há métodos que admitem que a solução lixiviante seja frequentemente renovada. Como consequência, John e Ângulo (2006) salientam que materiais que contêm resíduos são muitas vezes submetidos a testes que não se aproximam das condições reais das quais o material será submetido durante seu ciclo de vida.

Normalmente, a escolha entre os vários tipos de testes de lixiviação é feita conjuntamente entre o órgão ambiental responsável e o gerador (CAUDURO; ROBERTO, 2002) e pode variar de país para país, conforme suas regulamentações. As regulamentações podem envolver normas ou protocolos. Os protocolos constituem-se de um conjunto de normas que levam em conta vários aspectos para avaliar os materiais, como integridade física, propriedades mecânicas e de lixiviação. Segundo Brito (2007), os principais documentos que são usados para avaliar materiais que incorporam resíduos são os protocolos do Canadá e da França e o modelo dos Estados Unidos, elaborados respectivamente pelas agências *Waste Technology Center* (WCT), *Association Française de Normalization* (AFNOR) e *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA). No Brasil, não é utilizado um protocolo para avaliação ambiental de um produto que incorpore resíduo ou da estabilização por solidificação (E/S) de contaminantes. Essa avaliação é feita a partir de normas vigentes no país, como a NBR 10.005 (ABNT, 2004b) e a NBR 10.006 (ABNT, 2004c).

### **2.6.1. Método Aplicado no Brasil**

No Brasil, a norma utilizada para avaliação de estabilização/solidificação é a NBR 10.005 (ABNT, 2004b), cujo objetivo é analisar a lixiviação de resíduos (e não de produtos), simulando o cenário de um aterro. Não há norma específica para a avaliação de produtos com E/S. Segundo a norma citada, lixiviação é o processo que determina a capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de

dissolução no meio extrator. Ela fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, visando a diferenciar os resíduos classificados pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a) entre classe I – perigosos – e classe II – não perigosos.

Para a obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, adota-se a NBR 10.006 (ABNT, 2004c), que tem o objetivo de diluir substâncias contidas nos resíduos, por meio de lavagem em meio aquoso. A norma fixa os requisitos exigíveis para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados na NBR 10.004 (ABNT, 2004a) como classe II A – não inertes e classe II B – inertes, não se aplicando aos resíduos no estado líquido.

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), os resíduos não perigosos e não inertes são os que não se aplicam nas classificações de resíduos perigosos (classe I) ou de resíduos não perigosos e inertes, podendo ter propriedades como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Inertes são considerados quaisquer resíduos que quando amostrados de forma representativa, segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004d), e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006 (ABNT, 2004c), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se os aspectos cor, turbidez, dureza e sabor.

– **Ensaio de lixiviação (NBR 10.005:2004):** o procedimento consiste em pesar 100 g de amostra com granulometria inferior a 9,5mm, mantê-la em um frasco de lixiviação por 18 horas e coletar o extrato lixiviado, do qual será determinado o pH.

– **Ensaio de solubilização (NBR 10.006:2004):** O procedimento consiste em coletar uma amostra representativa de 250 g (base seca) do resíduo, com finura inferior a 9,5 mm, e deixá-la em solução em 1000 mL de água destilada, deionizada e isenta de orgânicos por 7 dias. Após esse período, filtra-se a solução e determina-se o pH do extrato solubilizado.

Embora não esteja escrito de forma clara no conceito de lixiviação pela NBR 10.005 (ABNT, 2004b), a extração dos constituintes químicos dos resíduos ocorre por meio de um fluido percolante (líquido com potencial de dispersibilidade) com característica ácida. A norma NBR 10.006 (ABNT,

2004c) também não descreve exatamente no conceito de solubilização que a extração é realizada por meio de lavagem com água.

### 2.6.2. Métodos Aplicados em Outros Países

Segundo Townsend et al. (2003) os testes de lixiviação que mais têm sido utilizados nos Estados Unidos são os que incluem toxicidade e procedimento de extração (*EP, U.S EPA Method 1310, U.S EPA Method 1313 e U.S EPA Method 1316*), procedimento de lixiviação e características de toxicidade (*TCLP U.S EPA Method 1311*), teste de coluna (*U.S EPA Method 1314*), teste de tanque semidinâmico (*U.S EPA Method 1315*) e teste de extração e processo de extração múltipla (*MEP, U.S Method EPA 1320*), ANS 16.1 (*American Nuclear Society*). Na Europa os mais utilizados são o ANC (*Acid-Neutralizing Capacity*), DIN 38414 (*German Standard Methods*), AFNOR (*NF X31-211 – Association Française de Normalization*), teste de coluna (*NEN 7343:1995 – Netherlands Standardization Institute*), ensaio de disponibilidade (*NEN 7371:2004 – Netherlands Standardization Institute*) e ensaio de tanque (*NEN 7345:1995 e NEN 7375:2004 – Netherlands Standardization Institute*). Nesse contexto, Jacob (2012), Rosa (2001), Brito (2007) e Groot e Slood (1992) citam os testes de lixiviação mais comumente aplicados em outros países. Na Tabela 3 é possível verificar as principais diferenças entre os procedimentos de lixiviação descritos nas normas citadas.

**Tabela 3.** Comparação de parâmetros de testes de lixiviação de algumas normas técnicas.

<b>Origem</b>	<b>Norma de lixiviação</b>	<b>Meio líquido</b>	<b>Relação amostra/ líquido</b>	<b>Período do teste</b>	<b>Forma da amostra</b>
Alemanha	DIN 38414-4 (DIN, 1984)	Da amostra	1:10	24 h	Triturada (<10 mm)
Estados Unidos	Method 1311 TCLP (U.S EPA, 1992)	Água destilada com pH<5,0	1:20	18 h	Triturada (9,5 mm)

Fonte: Adaptada de Rosa (2001) e Lunkes (2013).

**Tabela 3.** *Continuação.*

<b>Origem</b>	<b>Norma de lixiviação</b>	<b>Meio líquido</b>	<b>Relação amostra/líquido</b>	<b>Período do teste</b>	<b>Forma da amostra</b>
	Method 1320 MEP (U.S EPA, 1986)	Solução ácida pH 5,0 (24 h iniciais) Solução ácida pH 3,0 (8 extrações)	1:16 (24 h iniciais) 1:20 (8 extrações)	Extração inicial de 24 h + 8 extrações de 24 h cada	--
	ANS 16.1 (ANS, 2003)	Água desmineralizada	--	Enxague inicial de 30 s + série de extrações	Bloco sólido (monólito)
	Method 1310B EP (U.S EPA, 2004)	Solução ácida pH 5,0	1:20	24 h	Triturada (<9,5 mm)
França	NF X31-211 (AFNOR,2012)	Água desmineralizada	1:10	3 extrações de 16 h cada	Bloco sólido (monólito)
Holanda	NEN 7343	Água destilada	0,1 a 10 L/kg	--	Triturada
	NEN 7345 (NEN, 1995)	Solução ácida pH 4,0	1:5	0,25 a 64 dias	Bloco sólido (monólito)
	NEN 7371 (NEN, 2004)	Água destilada e solução ácida pH 4	--	6h	Triturada (125 µm)
	NEN 7375 (NEN, 2004)	Água destilada	1:5	0,25 a 64 dias	Bloco sólido (monólito)
Brasil	NBR 10005 (ABNT, 2004a)	Solução ácida pH 5,0	1:20	18 h	Triturada (<9,5 mm)
	NBR 10005 (ABNT, 2004b)	Água destilada	1:4	7 dias	Triturada (<9,5 mm)

Fonte: Adaptada de Rosa (2001) e Lunkes (2013).

É possível observar que os métodos divergem entre si quanto à solução lixiviante, a relação amostra/líquido, o tempo de ensaio e a forma da amostra. Para fins de uma simulação mais agressiva, foi verificado que entre oito

normas apresentadas, cinco utilizam meio ácido com pH situado entre 3 e 5, o que pode ser um indicador para a escolha da solução a ser adotada. Quatro normas empregam ciclos de extrações, sendo o mais longo de 64 dias, o que se considera excessivo.

### **3. Métodos de Obtenção de Extrato Lixiviado para Componentes de Construção**

#### **3.1. Métodos com Imersão em Tanque**

As normas NEN 73745:1995 e NEN 7375:2004 propõem a realização de ensaios de imersão em tanque. O método consiste na determinação da lixiviação de monólitos a partir de materiais construção e resíduos, por meio de um teste de difusão. Esse ensaio simula um processo que quando o material monolítico é menos poroso do que os materiais ao seu entorno, o lixiviante tem uma tendência a escorrer em torno do resíduo. As amostras para o ensaio são ordenadas em tanques de plástico e imersas em uma solução de água destilada e acidificada (pH 4) com  $\text{HNO}_3$  e relação amostra : líquido de 1:5. O método é dividido em oito etapas de renovação do lixiviante: 0,25; 1; 2,25; 4; 9; 16; 36 e 64 dias. Em cada etapa, o extrato lixiviado deve ser coletado e filtrado a vácuo em papel filtro de malha 28 $\mu\text{m}$ . O pH e a condutividade elétrica de cada extrato coletado devem ser analisados. A partir dos resultados de concentração do elemento, em cada etapa do ensaio, realiza-se uma regressão linear, da concentração acumulada em  $\text{mg/m}^2$  do elemento até o tempo do ensaio. Encontra-se o coeficiente angular da reta passante pelos pontos de coleta de amostra. Para uma melhor análise, dividem-se essas observações em 4 etapas: início (pontos de 1 a 3), meio (pontos de 3 a 6), fim (pontos de 5 a 8) e geral (pontos de 2 a 7); o coeficiente angular da regressão linear para cada parte é calculada. Segundo a norma, se o coeficiente angular for maior que 0,65, o mecanismo de lixiviação é dissolução, se o coeficiente for menor ou igual a 0,65 e maior que 0,35, o mecanismo de lixiviação é a difusão e, se for menor que 0,35, o mecanismo é a lavagem superficial. É possível calcular o coeficiente de difusão de um componente único por meio do procedimento da norma, podendo ser apresentado que a lixiviação é de difusão controlada. Na Figura 7, apresenta-se uma câmara em acrílico onde é realizado o teste de tanque.



**Figura 7.** Ensaio de tanque. Fonte: Jacob (2012).

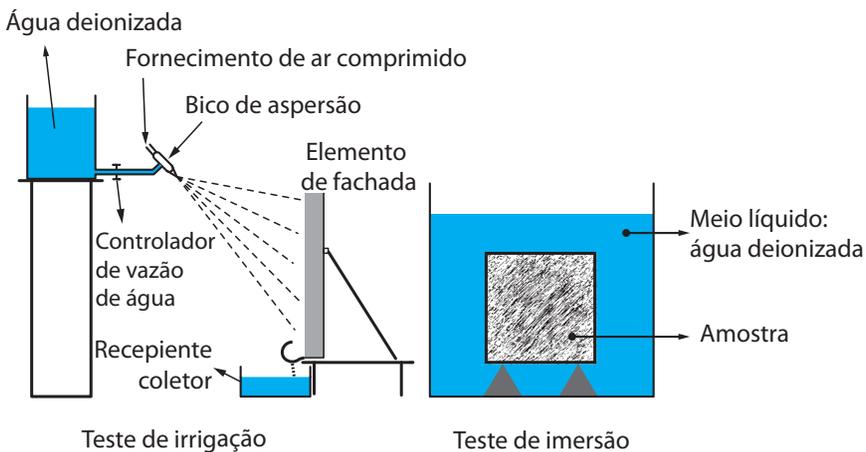
No ano de 2004, a NEN 7345 foi atualizada para a versão NEN 7375. O que difere uma da outra é o uso de água destilada em vez de água acidificada (pH 4). Segundo Jacob (2012), ao utilizar água com pH neutro, em materiais com capacidade tampão baixa (escória vitrificada, escórias industriais e produtos sinterizados), o início da lixiviação é mais intenso do que o encontrado em pH ácido.

Avaliando os métodos de lixiviação apresentados, verificam-se diferenças relacionadas à característica do meio líquido, à proporção amostra/líquido, ao tempo de contato do meio líquido com a amostra e à integridade física da amostra. A norma brasileira, NBR 10.005 preconiza critérios de lixiviação similares às normas americanas TCLP e EP, até mesmo o equipamento em que são realizados os procedimentos de extração do lixiviado ilustrado pela NBR 10.005 é praticamente igual ao retratado pela norma TCLP. Percebe-se que a maior parte dos testes de lixiviação utilizados para caracterização de produtos da E/S consideram condições de disposição final em aterro, utilizando, assim, a amostra fracionada. Poucos são os testes que utilizam amostras em sua forma íntegra, como se apresentam nas normas holandesas NEN 7345 e NEN 7375, na americana ANS 16.1 e na francesa AFNOR, os quais seriam mais indicados ao se avaliar produtos E/S. Os métodos que apresentam a amostra em sua forma monolítica seriam os mais indicados para se avaliar

novos materiais com resíduos que são estabilizados e solidificados, pois assim é possível verificar se o fator tempo tem influência na lixiviação de compostos tóxicos ao ambiente, bem como constatar se realmente esses resíduos estão sendo encapsulados dentro da matriz construtiva.

### 3.2. Métodos com Irrigação

Vollpracht e Brameshuber (2010) estudaram a importância do cenário de lixiviação para a avaliação da compatibilidade ambiental dos elementos minerais presentes em materiais de construção por meio da comparação entre um teste de irrigação e um teste de imersão. Os materiais de construção avaliados no teste foram paredes de concreto e alvenaria e um revestimento de cobertura com dimensões de 400mm x 300mm. No teste de irrigação, foi utilizado um bico de aspersão com controle de pressão da intensidade da água, para simular as condições de chuva. A água deionizada proveniente do contato com as paredes foi coletada em reservatório e analisada a cada ciclo de irrigação. Foram realizados 4 ciclos de irrigação (molhagem e secagem), simulando as precipitações semanais da Alemanha aos 7, 14, 21 e 28 dias com intensidades mínimas, médias e máximas de 0,7 mm/h, 1,5 mm/h e 3,5 mm/h. Os parâmetros analisados foram Cr, V e B. Na Figura 8, pode-se visualizar o esquema propostos dos dois testes.



**Figura 8.** Testes de lixiviação por irrigação e imersão. *Fonte:* Vollpracht e Brameshuber (2010).

### **3.3. Método Inovatec/Unisinos**

Em função da necessidade de um método de ensaio específico para a avaliação ambiental de materiais de construção, foi desenvolvido, no âmbito do projeto FINEP Inovatec, o método Inovatec/Unisinos. A proposta para a avaliação de materiais e componentes de construção civil que incorporam resíduos é baseada nas normas abordadas anteriormente, utilizando-se como premissas a facilidade e o tempo de execução para a obtenção dos extratos lixiviados. As questões relativas à montagem dos dispositivos e aos procedimentos necessários para a execução são compreendidas como “facilidade” dos testes previstos para o método. A definição do tempo de execução, por sua vez, não tem a intenção de determinar que seja empregado o menor espaço de tempo, mas que sejam gerados resultados coerentes a partir de um tempo de ensaio aceitável pelo meio técnico da área e que se aproxime dos já praticados em outros métodos voltados para a avaliação de propriedades dos materiais e componentes de sistemas construtivos.

Os testes propostos têm a finalidade de simular, de forma acelerada, uma condição real de exposição da amostra à chuva ou ao contato mais prolongado com uma solução ácida. No entanto, por se tratar de ensaios de laboratório, os sistemas foram construídos em uma escala reduzida, e a aceleração do processo ocorreu em função da concentração adotada do meio lixiviante e de exposição da amostra a ciclos de molhagem e secagem. Os ensaios de ambos os testes foram executados em sala climatizada, com temperatura de  $23 \pm 1$  °C e umidade relativa do ar de  $70 \pm 5\%$ . Além disso, ambas as propostas de teste, num primeiro momento, foram estudadas empregando-se a mesma solução lixiviante, para fins de avaliação dos métodos em condições de aceleração iguais.

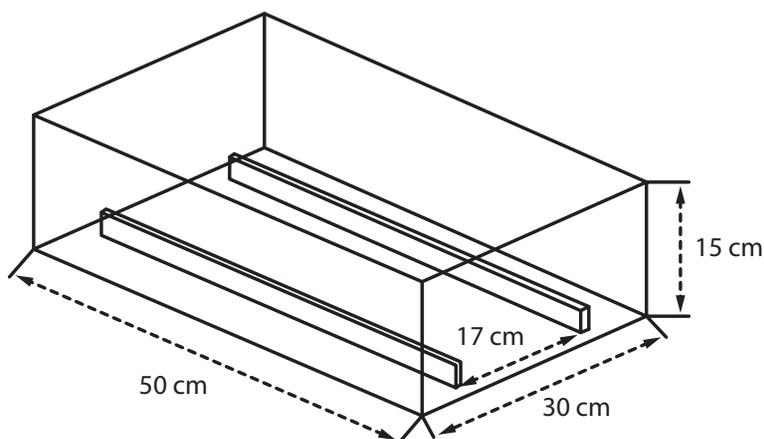
Corpo de prova – foi proposto o emprego de uma placa de dimensões de 20×40×25 cm, de forma a atender a corpos de prova de diversos tipos de matrizes que incorporem resíduos e a oferecer uma superfície de exposição satisfatória.

Solução lixiviantes – a solução lixiviante, nesta etapa do projeto, compreendeu uma solução de  $\text{HNO}_3$  ajustada para  $\text{pH } 3,0 \pm 0,05$ . Para cada teste, foi empregado o mesmo volume de solução lixiviante de 11,2 L. Tomou-se como base para o dimensionamento desse volume o maior nível de

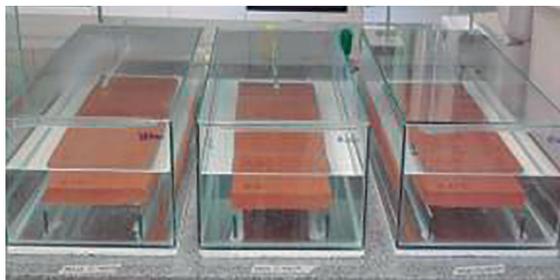
precipitação (140 mm) registrado pelo Instituto de Meteorologia na estação de Porto Alegre nos últimos 50 anos.

### 3.4. Teste de Imersão

O teste de imersão consiste na imersão de um corpo de prova em um reservatório preenchido com a solução lixiviante. Na Figura 9, é apresentada uma representação gráfica do recipiente de imersão e, na Figura 10, são exemplificados ensaios com material cerâmico em andamento. O reservatório de vidro tem dimensões de 30 cm de largura, 50 cm de comprimento e 15 cm de altura. A espessura do vidro do reservatório é de 5 mm. Compõem ainda o reservatório dois apoios de vidro posicionados no fundo. Os apoios, com as dimensões de 30 cm de comprimento e 5 cm de altura, encontram-se fixados paralelamente um ao outro, distanciados em 17 cm, de modo a garantir que o corpo de prova não fique em contato direto com o fundo do reservatório e que esteja envolvido em todas as faces por um volume mínimo de solução. O reservatório possui ainda uma tampa de vidro.



**Figura 9.** Dimensões do reservatório do teste de imersão.



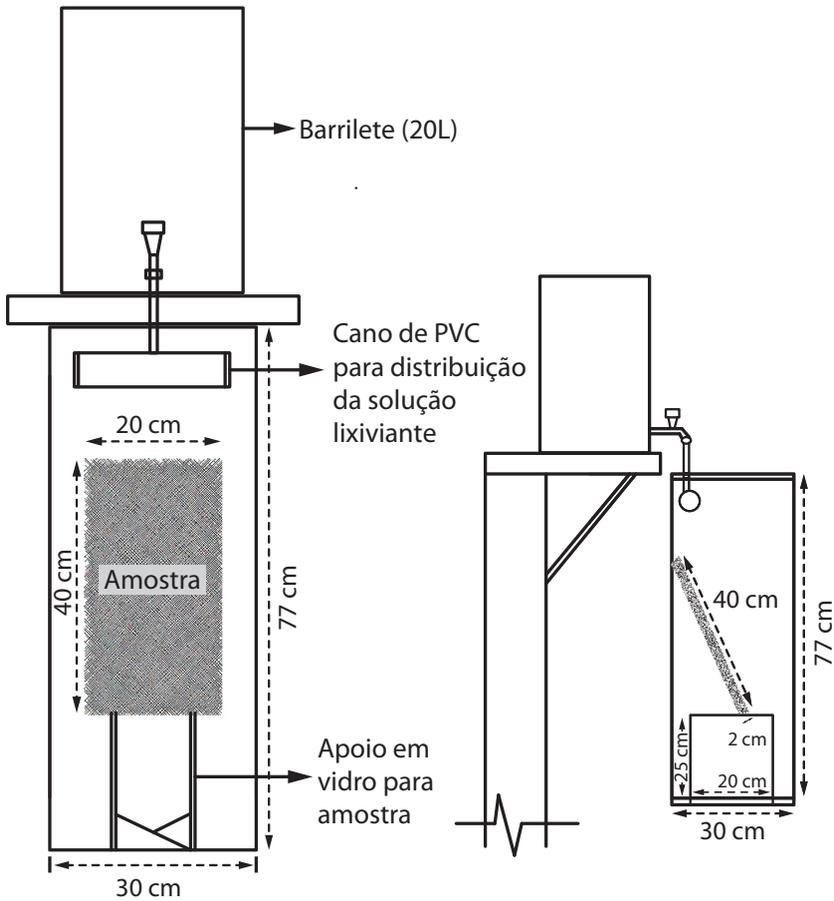
**Figura 10.** Teste de imersão em execução.

Foram definidos 4 ciclos de 7 dias, totalizando um período de ensaio de 28 dias. Ao final de cada ciclo, o extrato lixiviado foi coletado em frascos devidamente preparados para acondicionar a amostra, encaminhada para análise de metais e para análise pela técnica Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-AES). A cada novo ciclo a solução é renovada.

### **3.5. Teste de Irrigação**

O teste de irrigação consiste no gotejamento de uma solução lixiviante sobre um corpo de prova. A irrigação da solução lixiviante é realizada com uma vazão média de 7,8 mL/min. Para o teste de irrigação, foi utilizado um reservatório de vidro com 30 cm de largura, 30 cm de comprimento e 77 cm de altura. Na Figura 11, é possível observar o desenho do aparato que foi utilizado para o teste. Empregou-se vidro de espessura de 5 mm. Apoios de vidro com as dimensões de 20 cm de comprimento e 20 cm de altura encontram-se fixados paralelamente uns aos outros, no fundo do reservatório. Na parte superior do reservatório, foi fixado horizontalmente um dispositivo de irrigação, que tem a função de distribuir a solução lixiviante por meio de gotejamento. A alimentação com a solução lixiviante ocorre de forma contínua e com vazão constante. São realizados 4 ciclos de molhagem e secagem, cada um por um período de 24h de gotejamento da solução, seguido por um período de secagem de 6 dias, à temperatura ambiente, totalizando 28 dias de teste. A cada ciclo o lixiviado é coletado e devidamente conservado para posterior análise. Os corpos de prova são inclinados a 45°. O pH da solução lixiviante deve ser mantido entre  $3,0 \pm 0,05$ .

A Figura 12 apresenta o teste de lixiviação por irrigação em execução.



**Figura 11.** Aparato para o teste de irrigação: (a) vista frontal e (b) vista lateral.



**Figura 12.** Teste de lixiviação por irrigação em execução.

## 4. Considerações Finais

A avaliação ambiental de componentes de construção submetidos à ação de ciclos de molhagem e secagem deve ser feita de forma a reproduzir, da melhor maneira possível, a situação de exposição e os mecanismos de transporte de água que ocorrem nestes materiais. Deste modo, métodos para a avaliação ambiental desses componentes devem simular os ciclos de molhagem e secagem da camada externa e a difusão em profundidades maiores. Diante desse fato, ensaios com corpos-de-prova submersos em soluções lixiviante, como os testes convencionais de imersão, não são os mais adequados, sendo necessária, para a avaliação de um elemento construtivo exposto a intempéries durante sua fase de uso, a adoção de um teste que reproduza os mecanismos de lixiviação e difusão. Nesse sentido, propõe-se o método Unisinos/Inovatec como alternativa para uma melhor avaliação ambiental de componentes de construção civil expostos à chuva.

## Referências Bibliográficas

- AMERICAN NUCLEAR SOCIETY. *ANS 16.1* – Measurement of the leachability of solidified low-level radioactive wastes. Chicago, 2003.
- ASAVAPISIT, Suwimol; NANTHAMONTRY, Weena; POLPRASERT, Chongrak. Influence of condensed silica fume on the properties of cement-based solidified wastes. *Cement and Concrete Research*, v. 31, p. 1147-1152. 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10005* – procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004* – resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10.007*: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004d.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10006* – procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004c.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NR 9575* – Impermeabilização – Seleção e projeto. Rio de Janeiro, 2010.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALIZATION. *NFX31-211* – Caractérisation des déchets – Essai de lixiviation d'un déchet solide initialement massif ou généré par un procédé de solidification. Paris, 2012.
- BREHM, F. A. *et al.* Análise da Estabilização Por Solidificação de Lodo de Fosfatização em Matrizes de Cimento Portland e de Cerâmica Vermelha Para a Utilização na Construção Civil. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 15-27, abr./jun. 2013.

BREHM, Feliciane A. et al. *Adição de lodo de fosfatização como matéria-prima para a construção civil* – etapa laboratorial e industrial. Relatório. UNISINOS: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, 54p. 2007.

BRITO, A. L. F. *Protocolo de Avaliação de Materiais Resultantes da Estabilização Por Solidificação de Resíduos*. Florianópolis, 2007. 179 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2007.

CASTRO, Raimundo José de Souza. *Formulação e caracterização de matérias-primas para revestimento cerâmico semi-poroso com adição de chamote de telhas*. 2008. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN. 2008.

CASTRO, T. M. *Solidificação/Estabilização de Lodo Gerado no Tratamento de Efluente de Lavanderia Industrial Têxtil em Blocos Cerâmicos Acústicos e Seu Desempenho em Câmara Reverberante*. 86 f. Maringá, 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Escola de Engenharia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2010.

CAUDURO, F.; ROBERTO, S. Avaliação Comparativa de Testes de Lixiviação de Resíduos Sólidos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., Cancun, 2002. *Anais.*. Cancun: AIDIS, 2002.

CHUI, Q. S. H. Uso de vermiculita massapé paulistana como adsorvedora de metais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 10, p. 58-63. 2005.

COHEN, Brett. The TCLP and its Applicability for the Characterisation of Worst Case Leaching of Wastes from Mining and Metallurgical Operations. *Advances in Environmental Research*, v. 3, n.2, p. 152-165. 1999.

CONNER, J. R. *Chemical Fixation and Solidification of Hazardous Wastes*, New York: Van Nostrand Reinhold, 1990.

CONNER, J. R.; HOEFFNER, S. L. A critical review of stabilization/solidification technology. *Critic. Rev. Environ. Sci. Technol.* 28(4), 397-462, 1998.

CRUZ, M. L. F. R. *A Caracterização de Resíduos Sólidos no Âmbito da sua Gestão Integrada*. 2005. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Universidade do Minho, Distrito de Braga, 2005.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG. *DIN 38414-4* – German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediments (group S); determination of leachability by water. Berlin, 1984.

EIKELBOOM, R.T.; RUWIEL, E.; GOUMANS J.J.J.M. The Building Materials Decree: an example of a Dutch regulation based on the potential impact of materials on the environment. *Waste Management*, v. 21, n. 3, p. 295-302, 2001.

FERREIRA, U. V. S. *Interação de aminas aromáticas e alifáticas com argilominerais – isoterma e calorimetria*. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós Graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2008.

- FIGUEIREDO, S. C. *Estudo exploratório de incorporação da lama de filtros rotativos a vácuo (LFRV), gerada na Millennium Inorganic Chemicals, em uma matriz cerâmica vermelha*. 2008. 164 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Limpas no Processo Produtivo) – Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento e Tecnologias Limpas no Processo Produtivo, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2008.
- FONSECA, M. G.; DE OLIVEIRA, M. M.; ARARAKI, L. N. H. Removal of cadmium, zinc, manganese and chromium cations from aqueous solution by a clay mineral. *Journal of Hazardous Materials*, v.137, n.1, p.288–292. 2006.
- GROOT, G.J. DE, VAN DER SLOOT, H.A., in: T.M. Gilliam, C.C. Wiles (Eds.), *Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes*, vol. 2, ASTM STP 1123, ASTM, PA, 1992, p. 149-170.
- GUINÉ, M. F. *Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Acoplado Indutivamente: ICP-AES*. Piracicaba: CPG-CENA-USP, 1998.
- GUZELLA, M. F. R. *Desenvolvimento de processos para imobilização de rejeitos de usinas nucleares utilizando betumes nacionais*. 2010. 192 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- HEREK, L. C. S. *et al.* Characterization of Ceramic Bricks Incorporated With Textile Laundry Sludge. *Ceramic International*, v. 38, p.951-959, 2012.
- JACOB, J. S. *Modelos de previsão da liberação de metais pesados em matrizes cimentícias produzidas com resíduos inorgânicos*. 2012. 172f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2012.
- MACHADO, A. T. *Estudo da incorporação e estabilização do pó de aciaria elétrica em matrizes de cerâmica vermelha*. 2005. 135f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica da Escola Politécnica da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2005.
- MARANGON, A. A. S. *Compósitos de PVA/Caulinita e PVA/Caulinita Funcionalizada*. 2008. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências de Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2008.
- McBRIDE, M. B. *Environmental Chemistry of Soil*. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.
- MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 2004. 281 p.
- MONTEIRO, C. M. O. L. *Influência da gipsita no surgimento de eflorescência em telhas cerâmicas*. 2009. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Natal, RN, 2009.

MORAIS, D. M. de; SPOSTO, R. M. Propriedades tecnológicas e mineralógicas das argilas e suas influências na qualidade de blocos cerâmicos de vedação que abastecem o mercado do Distrito Federal. *Cerâmica Industrial*, São Carlos, v. 11, p. 67-73, 2006.

NETHERLANDS NORMALIZATION. *NEN 7371*: Leaching characteristics of granular building and waste materials. The determination of the availability of inorganic components for leaching: The maximum availability leaching test. Netherlands, 2004.

NETHERLANDS NORMALIZATION. *NEN 7343*: Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials. Leaching tests. Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with the column test. Netherlands, 1995.

NETHERLANDS NORMALIZATION. *NEN 7345*: Determination of Release of Inorganic Constituents From Construction Material and Stabilized Waste products. Netherlands, 1995.

NETHERLANDS NORMALIZATION. *NEN 7345*: Determination of Release of Inorganic Constituents From Construction Material and Stabilized Waste products. Netherlands, 1995.

NETHERLANDS NORMALIZATION. *NEN 7375*: Leaching Characteristics of Moulded or Monolithic Building and Waste Materials Determination of Leaching of Inorganic Components with the Diffusion Test. “The Tank Test”. Netherlands, 2004.

PARK, C. Hydration and solidification of hazardous wastes containing heavy metals using cementitious materials. *Cement and Concrete Research*, v.30, p.429-435. 2000.

PETRONI, S. L. G. *Avaliação Cinética e de Equilíbrio do Processo de Adsorção dos íons dos metais cádmio, cobre e níquel em turfa*. 2004. 134 f. Tese (Doutorado em Ciências da Área de Tecnologia Nuclear) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Tecnologia Nuclear do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2004.

PINTO, C. A. *Estudo da Estabilização Por Solidificação de Resíduos Contendo Metais Pesados*. 229 f. São Paulo, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2005.

POON, C. S.; CHEN, Z. Q. Comparison of the Characteristics of Flow-Through and Flow-Around Leaching Tests of Solidified Heavy Metal Wastes. *Chemosphere*, Amsterdam, v. 38, n 3. p. 663-680, 1999.

PUREZA, J. C. C. *Utilização de Resíduos Industriais de Baixa Granulometria em Massas Cerâmicas de Argila Vermelha*: aspectos tecnológicos e ambientais. Porto Alegre, 2004. 148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.

ROSA, M. A. *Caracterização da Incorporação da escória de Aço Inoxidável em Materiais Cerâmicos Quanto a Imobilização de Cromo*. Porto Alegre, 2001. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2001.

SANCHEZ, A. G.; AYUSO, E. A.; BLAS, O. J. Sorption of heavy metals from industrial waste by low-cost mineral silicates. *Clay minerals*, v. 34, p. 469-477, 1999.

SCHAEFER, C. O. *Avaliação dos metais pesados presentes nos agregados reciclados de resíduos da construção e demolição (RCD) e influência no potencial de lixiviação de matrizes cimentícias*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Civil. Florianópolis. 2007.

SCHIOPU, N.; TIRUTA-BARNA, L.; JAYRA E.; MÉHUE J.; MOSZKOWICZ, P. Modelling and simulation of concrete leaching under outdoor exposure conditions. *Science of the total environment*. v. 407, p.1613-1630, 2009.

SHRIVER, D. F.; ATKINS, P. W.; LANGFORD, C. H. *Inorganic Chemistry*. New York: Oxford, 1994.

SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE CIMENTO. *Relatorio Anual 2013 final*. 2013. Disponível em: < <http://www.snic.org.br/pdf/RelatorioAnual2013final.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2015.

SLOOT, H. A. Quick techniques for evaluating the leaching properties of waste materials: their relation to decisions on utilization and disposal. *Elsevier Science*, v. 17, n 5, 1998.

SLOOT, H. Environmental Efficiency of Immobilization Techniques For Wastes in Relation to Utilization and Disposal. In: ACTES DU CONGRÈS INTERNATIONAL SUR LES PROCÉDÉS DE SOLIDIFICATION ET DE STABILISATION DES DÉCHETS, Grenoble, 1997. *Anais.*. Grenoble: Société Alpine de Publications, 1997.

SLOOT, H.; HEASMAN, L., QUEVAUVILLER, P. Harmonization of Leaching/Extraction Tests. *Studies in Environmental Science. Elsevier Science*. Bilthoven, v. 70, 1997.

SLOOT, Hans van der; HEASMAN, Leslie. Harmonization of Leaching/Extraction Tests. *Studies in Environmental Science. Elsevier Science*. Bilthoven, v. 70, 1997.

STEGEMANN, J. A.; BUENFELD, N. R. Prediction of leachate pH for cement paste containing pure metal compounds. *Journal of Hazardous Materials*, v. 90, p. 169-188, 2002.

STEGEMANN, J.A.; CÔTÉ, P.L. *A proposed protocol for evaluation of solidified wastes*. The science of the total environmental. v. 178, p. 103-110, 1996.

TOWNSEND, T.; JANG, Y-CH.; TOLAYMAT, T. Leaching Tests for Evaluating Risk in Solid Waste Management Decision Making. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. Report No. 03-01. Gainesville, FL, USA. 2003.

U.S. United States Environmental Protection Agency. *Technology Performance Review: Selecting and Using Solidification/Stabilization Treatment for Site Remediation*. EPA/600/R-09/148, Cincinnati, OH, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Method 1311 TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure. Test Methods For Evaluating Solid Waste*. Washington DC, 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Method 1320 MEP: Multiple Extraction Procedure*. Washington DC, 1986.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Method 1310B EP: Extraction procedure (EP) toxicity test method and structural integrity test*. Washington DC, 2004.

VALVERDE, José. *Cetrel encapsula resíduos com argila modificada*. 2001. Disponível em: <<http://www.quimica.com.br/pquimica/23924/ambiente-cetrel-encapsula-residuos-com-argila-modificada/>>. Acesso em 20 de fev. 2015.

VERDUCH, Antônio García.; SOLANA, Vicente Sans. Formação de Eflorescências na Superfície dos Tijolos. *Cerâmica Industrial*, v. 5, n. 5, p. 38-46, 2000.

VOGEL, Arthur Israel. *Química Analítica Qualitativa*. 5a edição. Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos, 1992.

WILES, C.C. A review of solidification/stabilization technology. *Journal of Hazardous Materials*, n. 14, p. 5-21, 1987.

WINGE, M. et. al. Glossário Geológico Ilustrado 2014. Disponível em: <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>>. Acesso em: 18 fev.2015.