

Vanderley M. John é engenheiro civil pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS (1982). Mestre em Engenharia Civil (1987) pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. É doutor em Engenharia (1995) e livre-docente (2000) pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP. Fez pós-doutorado no Royal Institute of Technology na Suécia (2000-2001). É professor associado do Departamento de Engenharia de Construção Civil da Escola Politécnica da USP. Diretor do CB 02 da ABNT desde 1995, representa esta organização no conselho técnico do PBQP-H. Participou diversas vezes da diretoria executiva da ANTAC, tendo sido seu presidente entre 1993 e 1995. Foi pesquisador do IPT no período de 1988 a 1995 e professor da UNISINOS (1986-1988). Atua nas áreas de Ciência de Materiais para Construção e Infra-estrutura, com ênfase em Reciclagem de Resíduos e Aspectos Ambientais.
E-mail: john@poli.usp.br

Sérgio Cirelli Ângulo é engenheiro civil pela Universidade de Londrina em 1998, obteve o título de Mestre em Engenharia de Construção Civil e Urbana em 2000 pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - USP. Foi professor do Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Londrina no ano de 2001. Ministrou palestras e cursos em instituições como Petrobrás, Universidade Estadual de Londrina, Universidade Católica de Santos e Faculdades Metropolitanas Unidas. Autor de artigos publicados em congressos e periódicos nacionais e internacionais. Atualmente, é pesquisador e candidato a doutor em Engenharia de Construção Civil e Urbana pela Universidade de São Paulo atuando na área de Reciclagem de resíduos para a Construção.
E-mail: sergio.angulo@poli.usp.br

2.

Metodologia para desenvolvimento de reciclagem de resíduos

Vanderley M. John e Sérgio Cirelli Ângulo

1 Introdução

O objetivo deste capítulo é apresentar uma proposta de metodologia para a condução dos processos de pesquisa e desenvolvimento visando a transformar resíduos em produtos viáveis em determinadas condições de mercado. Essa proposta está direcionada tanto para grupos de pesquisa envolvidos em projetos de desenvolvimento de mercado para resíduos quanto para profissionais responsáveis pela gestão de resíduos que buscam novas alternativas.

1.1 Da Necessidade de uma Metodologia

De forma geral, as pesquisas de reciclagem de resíduos se limitam a aspectos do desenvolvimento técnico do material e, felizmente de forma mais freqüente, a analisar os impactos ambientais do processo. Entretanto, a ênfase em viabilidade do mercado é um compromisso com a eficácia da pesquisa, pois os benefícios sociais de um processo de pesquisa somente vão se realizar na sua totalidade se o novo produto produzido gerar empregos, reduzir o volume de aterros, consumir resíduos em vez de recursos naturais e evitar a contaminação do ambiente ou o comprometimento da saúde da população. Acidentes ambientais e de saúde pública já ocorreram, como os casos da cal reciclada que era contaminada por dioxinas e foi comercializada durante

anos em São Paulo e da tentativa de produção de painéis utilizando fosfogesso, o que levou a processos de colonização das superfícies por fungos, comprometendo a qualidade do ar do interior dos edifícios e a estética. Ora, a viabilidade em um determinado mercado depende da viabilidade econômica do processo, da estratégia de marketing adotada, da adequação do produto às restrições legais locais e de sua aceitação pela sociedade. Assim, o desenvolvimento de investigação no domínio de ciências dos materiais e ambientais é fundamental, mas não suficiente.

Não é intenção dos autores negar o valor das pesquisas que se limitem a um ou outro desses aspectos, uma vez que o avanço no conhecimento científico traz benefícios além daqueles imediatos que motivaram o seu autor.

Conseqüentemente, um processo de pesquisa e desenvolvimento de técnicas para reciclagem de resíduo que resultem viáveis em determinado mercado é uma tarefa complexa, a qual envolve conhecimentos de ciências de materiais, ambientais, de saúde, econômicas, marketing, legais e sociais, além da avaliação de desempenho do produto em um cenário de trabalho multidisciplinar.

Este trabalho é resultado de um projeto financiado pelo programa HABITARE da FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), em que os desenvolvimentos conceituais da metodologia foram testados em diferentes pesquisas voltadas a resíduos específicos, como escória de aciaria, de alto-forno, resíduos de construção e demolição, lodo de esgoto e vidro, e também voltadas para os efeitos ambientais da reciclagem promovida pela indústria cimenteira brasileira. Os resultados dessas pesquisas estão apresentados em um site da Internet (www.reciclagem.pcc.usp.br). Este projeto envolveu uma equipe ampla, que é apresentada no item 9.2, na página 264.

1.2 Comprometimento dos geradores do resíduo

Se não houver a firme disposição da direção de uma empresa em desenvolver mercado para seus resíduos, dificilmente um projeto de pesquisa terá sucesso completo por várias razões. Em primeiro lugar, o estabelecimento de um processo de reciclagem somente será possível se o reciclador tiver confiança na estabilidade do fornecimento de sua matéria-prima (o resíduo) por período suficientemente longo a amortizar seu investimento. Em segundo lugar, boa parte das vezes, o desenvolvimento de uma aplicação comercial para um resíduo demandará o conhecimento dos processos internos da empresa que definem as características dos resíduos. Em ter-

ceiro lugar, a reciclagem do resíduo exigirá uma mudança na cultura da empresa: o lixo vira um novo produto comercial. Na verdade, o resíduo-produto ainda estará sujeito às restrições legais aplicáveis aos resíduos. O(s) consumidor(es) deste novo produto demanda(m) níveis de qualidade constante e prazos de fornecimento, e o processo necessita ser ajustado para atender a essa demanda. Em quarto lugar, a maximização dos benefícios da reciclagem do resíduo poderá requerer mudanças no processo de produção ou gestão dos resíduos, de forma a aumentar a *reciclabilidade* (DE SIMONE; POPOFF, 1998), o que pode, inclusive, alterar a formulação do produto. Neste último caso, tem-se o exemplo da sugestão apresentada por um grupo de trabalho inglês de alterar a distribuição de cores das embalagens de vidro produzidas na Inglaterra de maneira a possibilitar a reciclagem inclusive das embalagens importadas, já que um vidro colorido somente pode ser reciclado para um vidro da mesma cor (DETR, 1999c).

A possibilidade de redução de custo na gestão de resíduos e até de aumentar o faturamento é sempre um argumento central em discussões com geradores de resíduos. A Figura 1 esquematiza a evolução de preço das cinzas volantes à medida que novas aplicações foram desenvolvidas: em um primeiro momento o gerador pagava para os consumidores retirarem o produto, enquanto, atualmente, o produto é vendido.

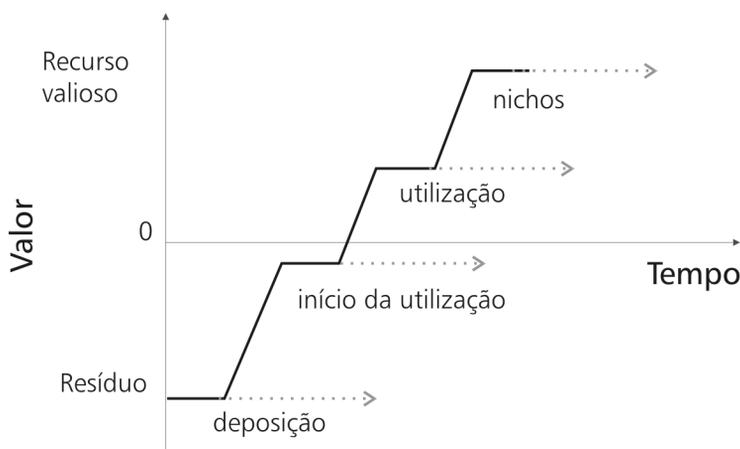


Figura 1 – Ganho de valor das cinzas volantes conforme a aplicação do produto foi se consolidando e descobrindo os seus nichos de aplicações onde ela melhora as propriedades do concreto (CORNELISSEN, 1997)

Caso não exista esse comprometimento, a pesquisa ficará limitada aos aspectos de conhecimento básico e/ou pesquisa acadêmica, de valor significativo, mas sem o alcance ambiental e social mais imediato.

2 Etapa 1 – O Processo de Geração do Resíduo

2.1 Estimando a geração dos resíduos

A estimativa da quantidade de resíduo gerada por determinado tempo e eventuais sazonalidades são importantes para (a) determinar a estrutura necessária para gerir o processo e realizar a reciclagem; (b) indicar a escala de produção de reciclagem necessária, o que freqüentemente limita as tecnologias; e (c) indicar tendências futuras de geração de resíduo (Figura 2), já que o processo de reciclagem deve ser pensado para o longo prazo.

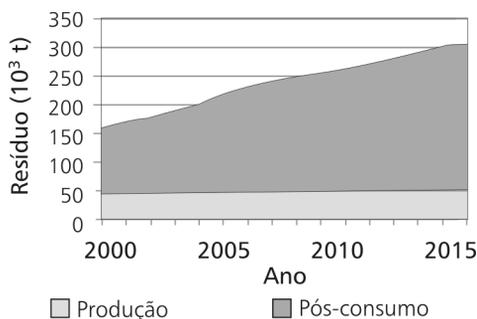


Figura 2 – Estimativas da geração de resíduos de compósitos na Europa (THE EUROPEAN ALLIANCE FOR SMC, 2003)

12

Resíduos gerados em baixa quantidade limitam as opções comerciais da reciclagem que exigem processamento industrial, sempre sensível à escala. Para o desenvolvimento de produtos cuja participação do resíduo na composição final seja pequena, algumas estratégias são possíveis, desde a mistura de um resíduo ou um grupo de resíduos com matérias-primas virgens até a criação de pólos de reciclagem que articulem grupos de empresas, como os das indústrias de compósitos japonesa (Japanese Recycling Composites) e europeia (European Composite Recycling Concept).

Já a sazonalidade da produção, típica da agroindústria, pode exigir a formação de estoques que permitam às unidades de reciclagem operar de maneira contínua.

Via de regra, não existem dados consolidados e confiáveis sobre a geração de resíduos industriais, mesmo para uma indústria que apresente um sistema de gestão de resíduos. Nesse caso, as estatísticas freqüentemente são relativas à combinação dos resíduos gerados (por exemplo, número de contêineres enviados) ou estão dispersas na contabilidade empresarial, o que torna difícil a sua localização.

Por essa razão, é recomendável verificar a consistência das estimativas. O balanço de massas (onde a massa de resíduos será a massa total de matérias-primas, incluindo água, descontados os poluentes gasosos e líquidos emitidos e a massa de produtos) é quase sempre uma alternativa viável, embora trabalhosa. A adoção de índices de geração de resíduos em relação à massa de produção é também uma opção, mas que pode levar freqüentemente a erros, dado que diferenças entre matérias-primas e processos industriais podem fazer índices de geração variar significativamente entre diferentes instalações industriais, mesmo dentro de um mesmo país.

2.2 Custos associados aos resíduos

Os custos associados à prática atual de gestão de resíduos são parte fundamental na avaliação da viabilidade econômica da reciclagem e no interesse do gerador em desenvolvimento de alternativas de reciclagem.

Segundo um levantamento da EPA, mesmo nos EUA, boa parte das empresas não realiza apropriação direta dos custos ambientais, especialmente porque os sistemas de contabilidade não prevêem esta rubrica (DESIMONE; POPOFF, 1998). Segundo esse estudo, os custos ambientais podem chegar até a 20% dos custos totais e, via de regra, eles estão colocados em algum departamento, juntamente com custos de produtos e processos. Custos de contingência para eventuais atividades de remediação das áreas de deposição, multas ambientais, etc., que podem ocorrer inclusive por mudança futura na legislação, não são considerados de forma direta.

Os custos de disposição de resíduos em aterro incluem também embalagem, tratamento, transporte, licenciamento ambiental, etc. Além dos custos diretos, existem os custos indiretos, como o desgaste da imagem da empresa devido à sua gestão ambiental ineficiente, que pode levar a confrontos com organizações sociais e perda de consumidores. Esse é um outro fator que pode determinar o interesse por uma tecnologia de reciclagem (DESIMONE; POPOFF, 1998).

2.3 Processo industrial que gera o resíduo

O entendimento do processo de produção responsável pela geração de um resíduo industrial é um ponto fundamental no processo de busca de reciclagem. O estudo

do processo e de suas matérias-primas fornece informações importantes quanto à potencial composição química do resíduo bem como a possíveis fontes de variabilidade.

Um bom ponto de partida para o entendimento do processo industrial é a bibliografia relativa ao processo específico, mas é necessário um estudo das condições concretas de produção do resíduo em questão porque freqüentemente existem variações no processo de produção, diferentes classes de um mesmo produto, e matérias-primas podem variar significativamente, afetando a composição dos resíduos.

2.3.1 Exemplos: escória de aciaria, cinzas industriais e lodo de esgoto

Nomes genéricos como escória de aciaria englobam escórias produzidas por, pelo menos, dois processos diferentes, fornos de arco elétrico e fornos de conversão a oxigênio ou LD, além de uma grande variedade de aços. Essa variedade de processos e produtos gera escórias de composição muito diferentes, com relações $2 < \text{CaO}/\text{SiO}_2 < 4,5$. A natureza da adição usada nesses processos, cal ou dolomito, afeta também a composição química e a reciclabilidade (GEISELER, 1996) (Tabela 1). No caso de produção de ferro-ligas, a relação CaO/SiO_2 pode ser inferior a 2.

Processo	Adições	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	MnO	P ₂ O ₅	Fe _{tot}	CaO livre
Oxigênio	Calcário	44-55	12-18	<3	<3	<5	<2	14-20	<10
	Dolomito	42-50	12-15	<3	5-8	<5	<2	15-20	<10
Arco elétrico	Calcário	30-40	12-17	4-7	4-8	<6	<1,5	18-28	<3
	Dolomito	25-35	10-15	4-7	8-15	<6	<1,5	20-29	<3

Tabela 1 – Influência do tipo de processo e de adições na composição de escórias de aciaria européias (GEISELER, 1996)

14

Da mesma forma, as escórias de alto-forno podem ser ácidas, se a relação $\text{CaO}/\text{SiO}_2 < 1$, ou básicas (JOHN, 1995), dependendo do processo industrial. Essa natureza afeta a reciclabilidade desses produtos.

Sakai e Hiraoka (1997) e Lamers e Born (1994) discutem a influência de diferentes tecnologias de calcinação de resíduo sólido municipal nas características das cinzas geradas. O teor de álcalis nas cinzas de bagaço de cana é governado pela eficiência do processo de extração do caldo¹.

¹ Comunicação pessoal com o Prof. Dr. Wesley Jorge Freire (UNICAMP).

Condicionadores do lodo	Composição química (%)			
	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃
Cal e cloreto	45,0	12,0	10,0	17,0
Polímero e cloreto	6,96	45,5	29,3	12,5

Tabela 2 – Influência do tipo de adições na composição química dos lodos de esgoto (dados de SANTOS, 2003)

2.4 Processo de gestão do resíduo

Considerado em um processo tradicional como um estorvo ou problema, o resíduo, especialmente se não perigoso, não é freqüentemente tratado como produto. Os processos de gestão do resíduo afetam as características dos resíduos, incluindo as possibilidades de reciclagem.

Algumas vezes, os resíduos recebem tratamentos para facilitar o seu manuseio. Os processos de *transporte e estocagem* dos resíduos gerados afetam decisivamente sua reciclabilidade (WBCSD, 1998), pois resíduos de natureza diferente são freqüentemente misturados nessas etapas, o que provoca contaminações recíprocas (EC, 2000).

2.4.1 Exemplo – escória de alto-forno

No caso da escória de alto-forno, a existência ou não do processo de resfriamento brusco governa a microestrutura do resíduo – o seu teor de vidro, mais especificamente –, com enormes implicações nas possibilidades de aplicações: somente a escória predominantemente vítrea possui poder aglomerante (JOHN, 1995). Devido a limitações operacionais, em muitas siderúrgicas, uma parte da escória é resfriada lentamente e se cristaliza. Assim, em um só processo, geram-se dois resíduos, com a mesma composição química, mas com potenciais de reciclagem completamente diferentes. Ainda mais, existem diferentes tipos de granulação: a com água e a por pelotização (JOHN, 1999). Esta última resulta em um produto granular, de densidade mais baixa. Neste processo, os grãos de maior diâmetro possuem um teor de vidro menor e são normalmente mais adequados a agregados leves, e os grãos de menor diâmetro, que resfriam mais rápido, possuem um teor de vidro mais elevado, sendo utilizados na produção de aglomerantes.

As escórias de aciaria, por exemplo, podem sofrer um processo de beneficiamento por cominuição seguida da retirada das frações metálicas por separação magnética. Esse processo bem como sua eficiência vão determinar o teor de metal no produto, uma característica importante quando se trata de reciclagem.



Figura 4 – Granulação de escória de alto-forno na Companhia Siderúrgica de Tubarão

2.4.2 Exemplo – resíduo de construção e demolição (RCD)

No caso de resíduos de construção e de demolição, por exemplo, caçambas colocadas junto ao meio-fio são contaminadas por outros tipos de resíduos, como restos de comida e até de móveis velhos (Figura 5).



Figura 5 – Contaminação de resíduos de construção e demolição por outros resíduos

A existência de tubulação de descida de resíduos única e de caçamba única faz com que as caçambas de resíduos de canteiros de obra misturem fases diferentes, geradas de forma separada, o que dificulta a reciclabilidade. Problema similar ocorre durante a demolição de forma convencional no Brasil (Figura 6). Dessa forma, o resíduo de construção e demolição disponível é um resíduo misto de concretos, alvenarias, revestimentos e outros com menores possibilidades de utilização. Em outros países, peças estruturais de concreto são separadas por práticas de demolição seletiva (HENDRIKS, 2000).



Figura 6 – Mistura de componentes construtivos do resíduo de construção e demolição pela ausência de gestão em demolições

Outro aspecto relevante é o tempo de estocagem, que pode possibilitar transformações no resíduo, como hidratação das escórias e das cinzas de resíduo urbano, e que, freqüentemente, torna mais aguda a contaminação ambiental. Pechio e Battagin (1999) mostram que os depósitos de escória de alto-forno granulada existentes em siderúrgicas brasileiras com até 10 anos de idade possuem um maior teor de resíduos insolúveis devido à contaminação do produto e também um grau de hidratação que, embora não elevado, afeta significativamente a resistência mecânica dos cimentos produzidos com essas escórias. Já no caso das escórias de aciaria, o envelhecimento possibilita uma hidratação do CaO presente e a corrosão do ferro metálico, diminuindo o potencial expansivo, que dificulta a aplicação do produto.

A reciclagem de resíduos exige que os procedimentos de manejo e estocagem passem a ser controlados, alterando processos internos de uma instalação industrial. Essas alterações podem ser difíceis de serem implantadas por limitação de espaço, de custo ou até mesmo por motivos culturais.

3 Etapa 2 – Caracterização do resíduo

Em boa parte das situações, as informações disponíveis sobre determinado resíduo são apenas aquelas oriundas do controle do processo de produção ou requeridas pelas agências de controle ambiental, como, por exemplo, os ensaios necessários à determinação da categoria em que o resíduo se encaixa dentro da lei. Embora essa informação seja muito importante, ela não é suficiente para permitir uma decisão no processo de reciclagem, pois faltam informações sobre a natureza físico-química do resíduo.

Para processos de reciclagem, é importante determinar o valor médio e também a variabilidade de cada aspecto relevante do resíduo, visto que o processo de reciclagem deve ser desenhado para absorver a maior parcela possível dos resíduos.

Especial atenção deve ser dada à representatividade das amostras para estudo. A representatividade de materiais sólidos particulados é função da massa. A teoria de Pierre Gy (Equação 1) é um exemplo de ferramenta que pode ser utilizada na estimativa da amostragem representativa (LUZ, 1998; PITTARD, 1993), levando em conta diversos fatores, como tamanho de partículas, concentração das fases de interesse no resíduo, eficiência do processo de separação destas fases, entre outros. Em LUZ (1998), um capítulo do livro exemplifica a utilização da metodologia em situações reais.

$$M = \frac{m \times l \times f \times b \times d^3}{S a^2} \quad m = x \times (100-x) \times \rho$$

Equação 1

em que:

M é a massa (gramas);

m é o fator de composição mineralógica, em g/cm^3 ;

x é o teor mínimo (m/m) da fase de interesse presente no resíduo;

ρ é a massa mínima das fases presentes no resíduo (g/cm^3);

l é o fator de liberação das partículas, no qual o valor 1 é utilizado quando o mineral é o único constituinte de parte dos grãos, 0,5 se a fase de interesse está em grãos em combinação com outra fase, e assim por diante;

f é o fator de forma das partículas, com valor usual em torno de 0,5.

b é o fator de distribuição de tamanho de partículas, parâmetro que procura levar em conta a possibilidade de segregação;

d é o diâmetro da maior partícula (cm); e

Sa é a estimativa de variabilidade, podendo ser utilizado o desvio padrão do teor do mineral de interesse no resíduo.

Da mesma forma, para determinação do valor médio dos aspectos relevantes, é necessária uma amostra que integre um período suficientemente grande de geração para incorporar as fontes da variabilidade (LUZ, 1998) de maneira a fornecer uma estimativa confiável. O estudo de variabilidade pode ser feito por meio da análise de uma série suficientemente grande de amostras representativas de períodos curtos de geração do resíduo, capaz de representar as informações relevantes. A definição desses períodos de coleta deve ser feita considerando-se o tamanho das pilhas de material a serem acumuladas antes do processamento.

A NBR 10007 apresenta as condições para amostragem do resíduo, em função do seu estado (líquido ou sólido), forma de estocagem, entre outros, para estimar tanto a composição média quanto a variabilidade do resíduo, mas pouca atenção é dada ao tamanho das amostras. Essas condições podem servir de ponto de partida para a definição de um procedimento da retirada de amostra representativa.

3.1 Aspectos a caracterizar

A caracterização do resíduo deve compreender a determinação:

- a) da composição química do resíduo de forma quantitativa, por técnicas gravimétricas por via úmida, fluorescência de raios X, ICP, de forma completa, uma vez que a presença de teores na faixa do ppb pode ser um fator de preocupação para algumas substâncias;
- b) das suas características microestruturais (arranjo atômico, fases cristalinas, teor de vidro, teor e natureza dos voláteis, etc.) por técnicas como difração de raios X, termogravimetria, calorimetria de varredura, microscopia eletrônica de varredura, incluindo microanálises químicas;
- c) das características físicas como massa específica real, granulometria, porosidade por intrusão de mercúrio ou absorção de líquidos, eventualmente das características mecânicas, além da caracterização ambiental; e
- d) de outras características relevantes, como poder calorífico, condutividade térmica, radioatividade, etc.

A decisão sobre que ensaios realizar visando à caracterização do resíduo bem como sobre as técnicas mais adequadas é problema técnico cuja dificuldade não deve ser subestimada. A seleção de técnicas de análise química depende da natureza da fase de interesse e da concentração esperada. Assim, uma análise química de um produto pode requerer o uso de várias técnicas de caracterização, diferentes e com-

plementares. Assim, uma exaustiva revisão bibliográfica sobre o resíduo, sobre o seu processo de geração, é fundamental para subsidiar a montagem do programa de caracterização do resíduo.

Quando se trata de reciclar resíduos, a composição química, em termos de óxidos mais importantes, não é suficiente, porque é necessário avaliar o risco ambiental do resíduo. Isso implica a caracterização de metais pesados presentes em concentrações baixas (ppm ou ppb), na quantificação de íons solúveis presentes em concentrações baixas no soluto, na presença de substâncias orgânicas complexas como hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH) e dioxinas.

A caracterização da microestrutura é também decisiva. Alguns resíduos podem conter fases metaestáveis e podem sofrer alterações alotrópicas que geram mudança de volume. Outras fases podem reagir com elementos do meio ambiente e aumentar a massa e o volume. Por exemplo, nas escórias de aciaria, parte do CaO está presente na forma de óxido de cálcio puro, em uma das formas alotrópicas do C_2S – que também podem ser expansivas, ou em outras formas mineralógicas estáveis, como o silicato tricálcico (GEISELER, 1996). Parte do ferro, expresso na análise química com o Fe_2O_3 , pode estar na forma de ferro metálico, cujo processo de corrosão pode levar também a processos expansivos ou de manchamento dos produtos (MACHADO, 2000), ou combinada com cálcio ou magnésio, entre outros. O teor de vidro é determinante na reciclagem de escórias granuladas de alto-forno, cinzas volantes, entre outros. Assim, além da caracterização de óxidos fundamentais, é desejável determinar em que fases minerais cada espécie química se encontra, o que pode ser feito com técnicas de caracterização de microestrutura, como microsonda eletrônica, DRX, termobalança, entre outros. A porosidade e a morfologia são importantes em cinzas destinadas à adição ao concreto.

A correta interpretação desse conjunto de dados demanda, muitas vezes, esforço significativo de pesquisa.

3.1.1 Exemplo da escória de aciaria

Para caracterizar a escória de aciaria de fornos de conversão LD, Machado (2000) empregou a estratégia descrita na Tabela 3, e os resultados são apresentados nas tabelas subseqüentes. Os resultados da análise química expressa em termos de óxidos fundamentais estão na Tabela 4 e a análise combinam três técnicas diferentes: fluorescência de raios X, gasometria para determinação do CO_2 e determinação do teor de cal livre utilizando-se dissolução seletiva em etilenoglicol. A determinação

do teor de cal livre é crucial nesse material, já que é a fração óxido de cálcio e magnésio que, ao se hidratar, aumenta de volume. Os valores são coerentes com os dados já publicados para esta mesma siderúrgica, embora seja possível observar variações significativas entre as amostras.

É a termogravimetria que vai permitir estimar quanto do cálcio e do magnésio já se encontra na forma de hidróxido ou carbonato (Tabela 5). Os valores se referem apenas a frações voláteis (H_2O e CO_2) e necessitam ser corrigidos em função da estequiometria. Essas espécies químicas são produto do envelhecimento da escória no estoque, uma vez que elas não são estáveis na temperatura de geração da escória, o que significa que os produtos ficaram expostos à umidade por um período e parte da expansão já ocorreu. Assim, comparando os valores, observa-se que existe uma parcela significativa de cal livre na forma de óxidos e que, ao se hidratar, provocará a expansão dos grãos.

Técnica analítica	Mecanismo	Resultado
Análise química por fluorescência de raios X	Análise quantitativa total expressa em porcentagem de óxidos (em peso)	Análise quantitativa total das espécies químicas presentes na escória
Análise química pelo etilenoglicol (NBR 7227:89)	Dissolução da amostra em etilenoglicol seguida de titulação em solução padrão de HCl	Determinação do teor de CaO_{livre}
Gasometria (MB 3377:90)	Determinação do anidrido carbônico (CO_2) pela absorção do CO_2 pelo $Ba(OH)_2$	Determinação do teor de carbonatos em função do teor de CO_2 presente na amostra
Análise térmica (TG/DTG e DTA)	Estabilidade e decomposição térmica dos compostos presentes na amostra de escória	Determinação do teor das espécies químicas a partir da decomposição térmica do material
Difração de raios X (DRX)	Determinação da composição mineralógica em função das distâncias interplanares das estruturas cristalinas	Determinação qualitativa da composição mineralógica

Tabela 3 – Estratégia para a caracterização da escórias de aciaria (MACHADO, 2000)

Amostra	Espécies químicas (% massa)									
	Fe _{total}	CaO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	P ₂ O ₅	MgO	MnO	S	Cal livre	CO ₂
01	23,0	37,5	12,0	3,2	1,2	9,3	5,6	-	4,7	0,92
02	21,0	41,4	10,0	1,7	1,6	9,6	5,6	-	6,5	Nd
Típico*	21,9	39,6	11,3	1,5	1,5	9,6	6,0	0,06	-	Nd

* Média de diferentes lotes da mesma siderúrgica (BURGOS et al., 1999 apud MACHADO, 2000).

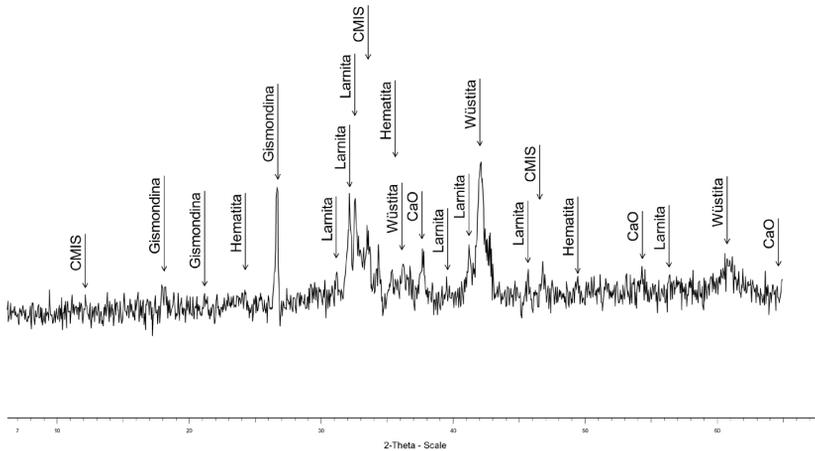
Tabela 4 – Resultados da análise química (MACHADO, 2000)

Espécie química	Faixa de temp. (°C)	Perda de massa (% m/m) na amostra		
		L2	L1	L1 envelhecida ¹
H ₂ O _{livre}	25 ~ 200	0,64	0,80	0,69
Mg(OH) ₂	200 ~ 350	0,69	0,63	1,14
Ca(OH) ₂	350 ~ 550	0,85	0,77	1,55
CaCO ₃ ou MgCO ₃	550 ~ 850	0,51	0,61	1,54
Perda de massa total	25 ~ 1550	2,69	2,98	0,37

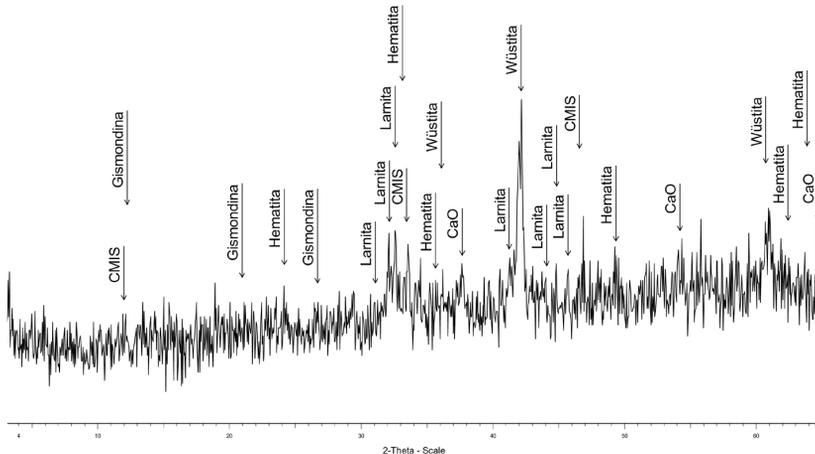
¹ 320 horas submersa em água a (80±3) °C durante ensaio da ASTM D 4792/95

Tabela 5 – Resumo dos resultados da termogravimetria. As perdas de massa se referem apenas às parcelas voláteis das diferentes espécies químicas

O teor de ferro não oxidado não foi medido, embora seja importante, visto que a corrosão desta fase leva a processos expansivos. No entanto, a difração de raios X mostra a presença de fases como wüstita (FeO) e hematita (Fe₂O₃) na amostra L2, as quais possuem uma grande porcentagem de ferro em formas oxidadas. As demais fases identificadas nas escórias foram a larnita (Ca₂SiO₄); CMIS - silicato de cálcio, ferro e magnésio - (Ca₂Fe_{1,2}MgO_{0,4}Si_{0,4}O₅-); gismondina (CaAl₂Si₂O₈.4H₂O); óxido de cálcio (CaO); e portlandita (Ca(OH)₂). O óxido de cálcio certamente provocará expansão do produto ao se hidratar. A larnita pode apresentar transformação alotrópica, provocando desagregação superficial dos grãos. A primeira fase ocorre pela hidratação, e a segunda, pela presença de outras fases, uma vez que a técnica identifica apenas aquelas fases bem cristalinas em teores superiores a 5%. Observa-se, adicionalmente, que existe coerência entre os resultados da difração de raios X, a análise química e a termogravimetria.



(Amostra 01)



(Amostra 02)

Figura 7 – Difração de raios X das amostras de escórias de aciaria (MACHADO, 2000)

3.1.2 Exemplo – Lodos de esgoto

Santos (2003) estudou os lodos de esgoto gerados em estações de tratamento da SABESP, em São Paulo. Como ponto de partida, utilizou dados de análises diversas já existentes para caracterizar o resíduo. Esses dados foram complementados com análise de amostras retiradas de algumas das estações. A dificuldade inerente a essa classificação são as diferenças significativas do lodo entre estações e sua variação ao longo do tempo. Essa variabilidade certamente condicionará as estratégias de reciclagem.

A Tabela 2 mostra resultados da influência de detalhes do processo na composição química principal de lodos de esgotos de São Paulo. No entanto, a caracterização desse tipo de produto é bem mais complexa, e a variabilidade, especialmente para metais, significativa, como mostra a Figura 8 para o caso do cádmio.

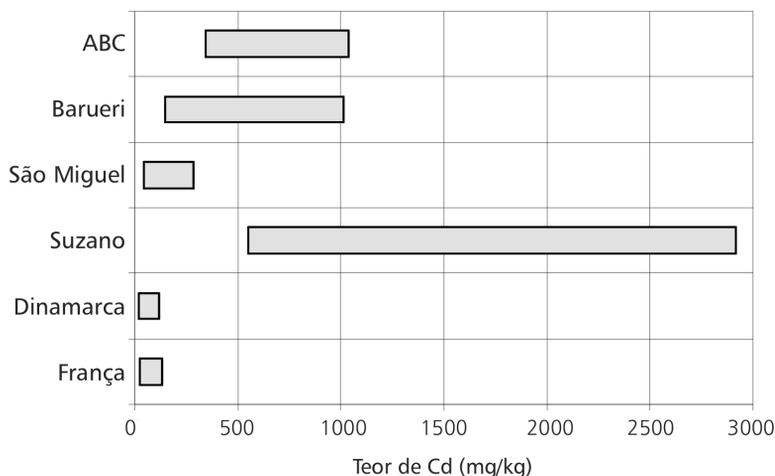


Figura 8 – Variabilidade do teor de cádmio em torta de lodo de esgoto. Os valores de São Paulo se referem ao controle realizado pelas estações de tratamento no período de um ano (SANTOS, 2003). Valores da Dinamarca e França são médias entre várias estações (SLOOT et al., 1997)

A difração de raios X indica que a amostra do material é composta de quartzo, feldspato, mica, caulinita e calcita, este quando tratado com cal hidratada e cloreto férrico. A torta do lodo de esgoto possui material de granulometria fina, 40% na faixa das argilas (<0,005 mm) e apenas 13% na faixa de areia fina (0,4 a 0,05 mm), sendo o restante *silte*. Parte da torta é submetida a pelotização (80% da massa com diâmetro entre 5 mm e 2 mm) e secagem.

O material possui matéria orgânica incorporada, e o uso do poder calorífico durante a reciclagem é uma alternativa interessante. O teor de carbono orgânico presente, medido em três amostras retiradas em momentos diferentes, variou entre 21,4% e 29,4% da massa total. Como mesmo no pellet e na torta prosseguem processos biológicos que degradam o carbono, este teor pode variar significativamente com o tempo de estoque. A perda ao fogo variou entre 43,44% e 60% para três amostras de datas diferentes.

As estimativas de poder calorífico inferior variaram ainda mais, entre 3,07 e 13,95 MJ/kg. Considerando-se o teor de carbono e a literatura internacional, é pro-

vável que os valores inferiores estejam equivocados e o poder calorífico fique acima de 10 MJ/kg.

A análise de classificação ambiental da NBR 10004 é feita freqüentemente com resultado típico de Classe II, não inerte.

3.2 Análise de fases e da sua separabilidade

Embora, em princípio, seja interessante elaborar um processo de reciclagem minimizando as etapas industriais, é certo que muitos resíduos cuja composição média não é atrativa podem ser integral ou parcialmente reciclados quando separados em suas fases. Assim, detectada a presença de diferentes fases, é sempre interessante a quantificação dessas fases, bem como investigar se existem técnicas para separá-las na escala industrial.

Os diferentes ramos da engenharia, como a química, engenharia de tratamento de minérios e a metalurgia, dispõem de um arsenal de técnicas de processamento viáveis industrialmente que possibilitam separar de fases de interesse presentes em matérias-primas, utilizando técnicas de britagem, peneiramento, separação magnética – esta utilizada industrialmente para separar grãos de escórias de aciaria com alto teor de metal –, técnicas de separação densitária via úmida em jigues (CETEM, 1998), que exploram diferenças de densidade e tamanho de partículas, de separação em ciclones, solubilizações parciais, de reações químicas, etc.

3.2.1 Exemplo: análises de fases em resíduos de construção e demolição

Os resíduos de construção e demolição são compostos de fases de rocha, concretos, argamassas, cerâmicas de diferentes naturezas, gesso, plástico, madeira, metais de diferentes naturezas, etc. É usual em estudos indicar a participação quantitativa dessas fases.

Angulo (2000) estudou a variação da participação dessas fases nos agregados gerados pela instalação de reciclagem de resíduos de construção e demolição piloto de Santo André, SP, retirando uma amostra representativa de cada contêiner, que foi homogeneizada e quarteadada. A determinação das fases foi realizada por catação manual (LUZ, 1998). Esse trabalho foi realizado em triplicata. Como mostrado na Figura 9, a participação das diferentes fases varia acentuadamente de contêiner para contêiner, como, alias, é esperado em um resíduo que chega de diferentes processos de construção e demolição. Uma dificuldade observada foi a separação visual da fase argamassa da fase concreto, visto que a britagem de concreto resulta em frações de argamassa de baixíssima porosidade.

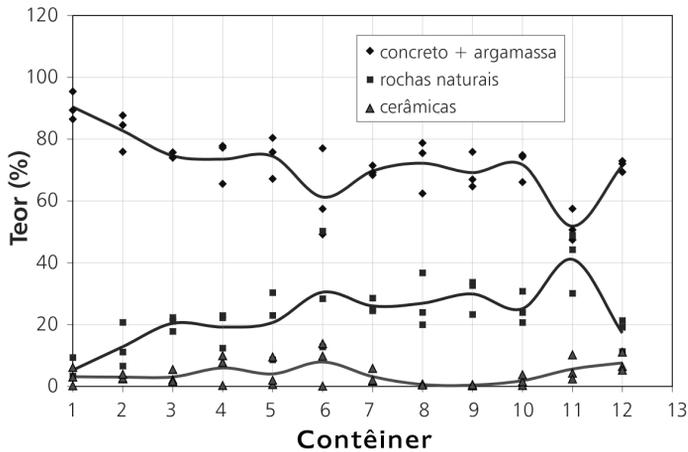


Figura 9 – Variabilidade de agregados de RCD reciclados na central piloto de Santo André, SP

Posteriormente, as fases separadas em cada amostra foram caracterizadas quanto à massa específica seca e à absorção de água. Como fica evidente na Figura 10, existe uma grande variabilidade de porosidade de amostras de uma mesma fase retiradas de diferentes contêineres.

Como a porosidade influencia a resistência mecânica, é evidente que existe significativa diferença de desempenho mecânico de um concreto confeccionado com agregado que possui fração cerâmica com absorção de 7% e outro cuja fração cerâmica do agregado possui absorção de água igual a 27%.

Estas diferenças de porosidade observadas influenciam, fundamentalmente, a massa específica seca das partículas, propriedade que permite separar grãos utilizando líquidos de densidades variáveis. A Figura 11 mostra a distribuição das partículas com diferentes massas específicas em agregados de resíduos de construção e demolição produzidos pela instalação de reciclagem da Prefeitura de São Paulo. Os resultados são representativos de um mês de produção da instalação de reciclagem, ou seja, de aproximadamente 800 toneladas. É interessante observar que os agregados classificados pela equipe que controla a instalação como vermelhos ou cinzas não se diferenciam significativamente em termos de distribuição de densidade, embora certamente os vermelhos possuam uma porcentagem maior de cerâmica vermelha. Os resultados também evidenciam que a fração fina (abaixo de 4,8 mm) é composta de produtos mais densos, fato que pode ser explicado pela transformação de poros internos em rugosidade superficial. Por outro lado, agregados classificados como vermelhos geram uma fração maior de agregados finos (Figura 12).

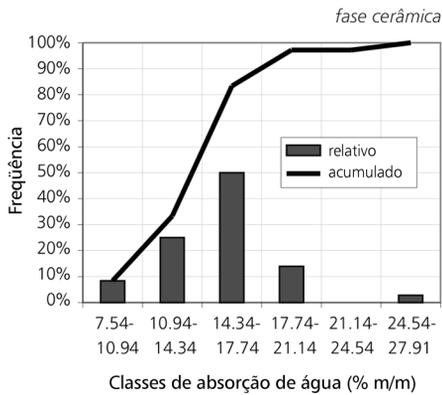
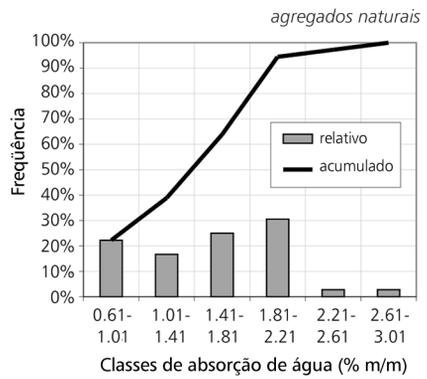
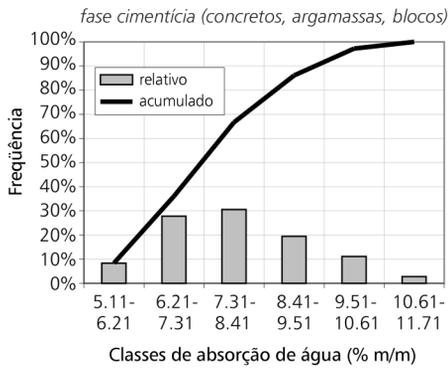


Figura 10 – Distribuição de frequência de absorção de água das diferentes fases (total de 32 amostras obtidas em Santo André)

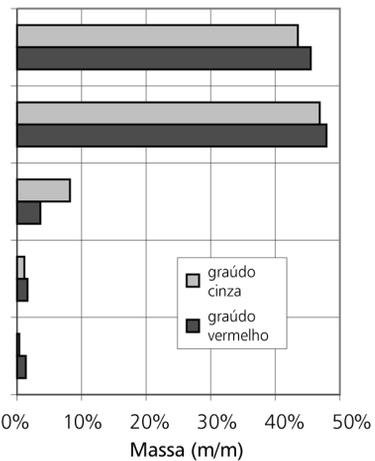
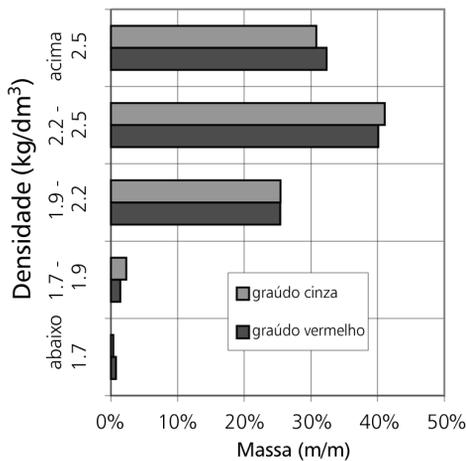


Figura 11 – Distribuição de densidade dos grãos de agregados de resíduos de construção reciclados por flutuação em meio denso para agregados grãos e miúdos

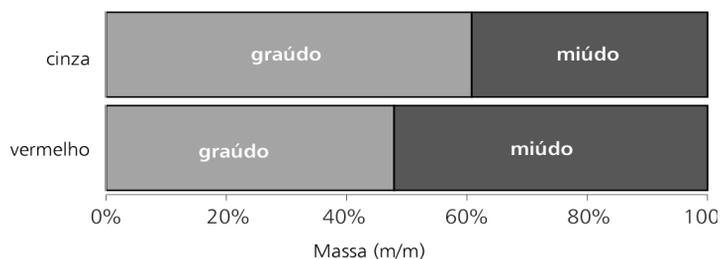


Figura 12 – Participação de agregados finos e graúdos

Do ponto de vista de composição química, foi observado que as frações mais finas apresentam um valor maior de perda ao fogo, medida neste material que representa a água quimicamente combinada com cimento, cal e gesso ou argilominerais, decomposição de carbonatos e de matéria orgânica, etc. Tipicamente, encontra-se logo a baixo de 10% da massa, mas praticamente dobra para a fração passante na peneira de abertura de malha 0,15 mm. O teor de resíduos insolúveis em ácido clorídrico é também uma medida indireta da fração aglomerante.

Informações como essa, combinadas com caracterização química e mineralógica das diferentes fases, vão permitir desenvolver alternativas de reciclagem para diferentes parcelas dos resíduos de construção e demolição, separadas tanto por fração granulométrica, composição de fases e cor quanto por densidade.

3.2.2 Exemplo: escória de aciaria

A possibilidade de recuperação do aço ainda presente na escória é outro aspecto de interesse econômico em processo de reciclagem. A Tabela 6 mostra os resultados de separação magnética realizada em dois estágios. Quase 60% da amostra apresentou comportamento magnético e apresenta potencial para reciclagem da fração metálica.

Fração da amostra de escória	Média (g/ml)	Fração retida (%)
Fração bastante magnética	4,9	6,8
Fração pouco magnética	3,7	52,5
Fração não magnética ou muito pouco magnética	3,5	40,8

Tabela 6 – Avaliação da presença de frações magnéticas na escória

4 Etapa 3 – Seleção de usos potenciais para os resíduos

Esta etapa é decisiva no processo de desenvolvimento de mercado para os resíduos. A aplicação do resíduo não deve partir de idéias pré-concebidas, mas em função das características do resíduo e de suas fases e das condições de mercado locais.

Como regra geral, as aplicações possíveis são aquelas que melhor aproveitam as características físico-químicas que o resíduo apresenta, como um todo ou nas suas diferentes fases, para gerar um novo produto de melhor desempenho e menor impacto ambiental que as soluções tradicionais, com condições de competir em um nicho específico de mercado.

Existe grande tradição de engenharia em, dada uma necessidade, buscar uma matéria-prima que atenda a tal necessidade. No caso dos resíduos, o caminho é inverso: dispõe-se de um produto e buscam-se nichos de mercado que ele possa atender.

Esta etapa requer: (1) revisão bibliográfica completa; (2) criatividade (BSC-GM, 1997); e (3) conhecimentos de diversas áreas de engenharia e ciência, finanças e de marketing, exigindo o envolvimento de uma equipe realmente multidisciplinar.

A Figura 13 resume, de uma forma simplificada e linear, o fluxograma para a seleção de alternativas para a reciclagem. Na prática, o processo provavelmente é muito mais complexo e interativo que o sugerido pelo fluxograma. Nessa fase, muitas vezes torna-se evidente a necessidade de melhorar a caracterização do resíduo, analisar melhor o processo de produção, etc. Algumas aplicações para o resíduo podem demandar misturas com outros produtos, tornando necessária a busca por matérias-primas secundárias ou naturais.

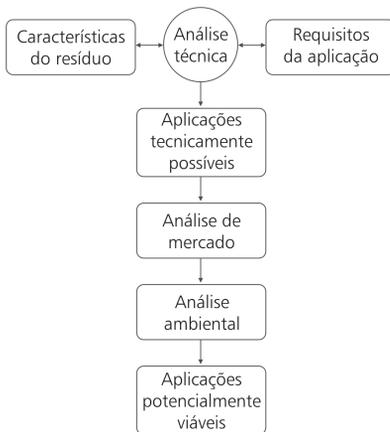


Figura 13 – Esquema geral para a seleção de alternativas para reciclagem

Do ponto de vista da empresa geradora do resíduo, a existência de um maior número de aplicações é importante porque permite: (a) minimizar riscos de perder o mercado devido a uma decisão do único consumidor ou de grupo pequeno de consumidores reunidos em um oligopsônio; e (b) criar alguma competição pelo resíduo, o que maximiza as possibilidades de obtenção de benefícios financeiros (JOHN, 1995).

Nesse contexto, interessa aos geradores de determinado resíduo que já dispõem de colocação no mercado desenvolver novas alternativas, especialmente de maior valor agregado. Catalfamo, Pasquale e Corgliano (1997), por exemplo, sugerem a aplicação das cinzas volantes utilizadas para a produção de cimento e concreto na produção de zeólitas, capazes de absorver metais pesados em estações de tratamento de águas residuais. Van Loo (1998) analisa uma nova possibilidade de reciclagem integral dos resíduos de concreto que, por meio de choque térmico, separa os agregados naturais, que podem, então, ser reciclados na produção de novos concretos, da matriz cimentícia, transformada em partículas finas anidras, que podem substituir parcialmente o cimento na produção de argamassas ou concretos.

4.1 Identificação de alternativas com potencial técnico

A seleção das aplicações se inicia pela análise comparativa entre as características físicas e químicas do resíduo – ou de uma das fases componentes do resíduo – e os requisitos necessários para a aplicação.

Essa análise deve considerar um universo mais amplo na determinação da composição do resíduo, enquanto etapas de mercado e ambiente devem atender a uma agenda mais local. Assim, o objetivo é identificar, em um primeiro momento, o maior número de alternativas com potencial técnico possível. Quanto maior for a quantidade e variedade de conhecimento reunido nessa atividade, maior será a lista de alternativas e maior a chance de seleção de alternativas competitivas em diferentes mercados.

A maneira mais prática de reunir grande variedade de conhecimento é envolver no processo uma equipe multidisciplinar, para analisar as características dos resíduos e, com base na sua experiência pessoal, e sugerir de forma intuitiva alternativas de reciclagem (Figura 14), identificando etapas industriais, necessidades ou possibilidades de segregação de fases, geração de resíduos durante o processamento, possíveis emissões aéreas ou aquosas para o ambiente, dificuldades esperadas no processo de pesquisa e desenvolvimento, ensaios adicionais necessários à formulação de uma opinião mais definitiva para cada aplicação, sugestões de alterações no processo de

geração ou gestão do resíduo, etc. A equipe envolvida deve ser a maior, a mais variada em termos de especialidades de engenharia e a mais experiente possível. O contato com os membros pode ser feito individualmente pelo pesquisador-líder, que questiona, estimula cada participante e, finalmente, organiza e sistematiza as idéias, até mesmo na forma de um *brainstorm*. Nessa fase, idéias não devem ser descartadas por serem de difícil aplicação. Na etapa seguinte, organizam-se conjuntamente essas idéias e informações.

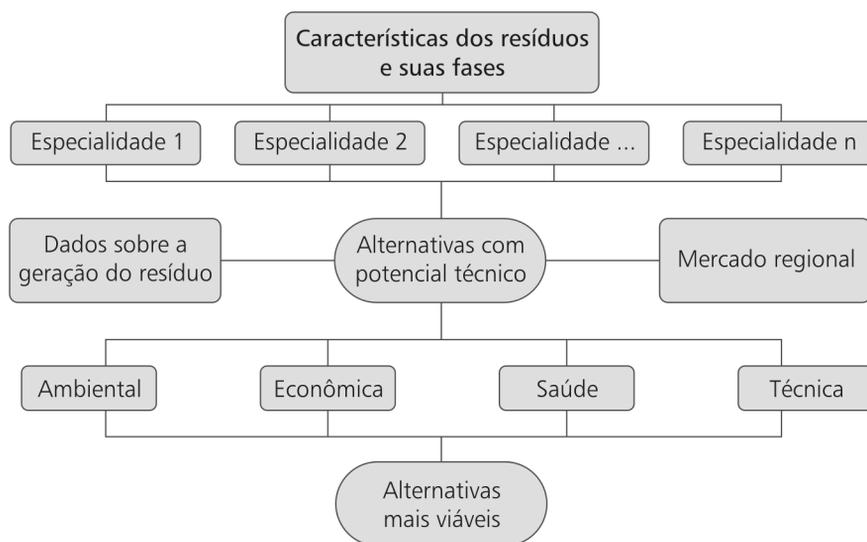


Figura 14 – Fluxograma da identificação de alternativas com potencial técnico através de consulta a grupo de especialistas e seleção de alternativas mais viáveis a partir de análise ambiental, econômica, de saúde e técnica

Outra possibilidade é o desenvolvimento de sistemas especialistas capazes de analisar as características de um resíduo, baseados em banco de experiências prévias (“case base reasoning” ou em regras analisadas por lógica *fuzzy*). Esses sistemas são normalmente evolutivos (aprendem com a experiência) e podem combinar uma base de dados de resíduos com suas aplicações possíveis e regras escritas. Exemplo dessa aplicação é o sistema especialista desenvolvido por Fonseca et al. (1997), dedicado a avaliar a possibilidade de reciclagem de resíduos em pavimentação.

Em todas as situações anteriores seria útil também o desenvolvimento de regras baseadas em requisitos de desempenho para diferentes aplicações. A título de exemplo, são apresentadas na Tabela 7 sugestões de regras para analisar o potencial de resíduos como agregados e aglomerantes inorgânicos para a Construção Civil.

Agregados	Pozolanas
Ser estável dimensionalmente no ambiente e quando dentro do aglomerante	Ser composto predominantemente de silício e alumínio, podendo conter cálcio, magnésio, sódio, potássio
Resistir aos esforços de mistura	Estar no estado anidro (baixa perda ao fogo), ou que possa ser levado a este estado
Resistir a ciclos de molhagem e secagem (pode ser opcional)	Apresentar alguma solubilidade em água ou água com elevado pH, o que pode ser analisado pela reatividade Chapelle combinada com área específica
Apresentar baixa solubilidade em água	
Apresentar estabilidade dimensional quando submetido a molhagem e secagem	
Apresentar-se na forma granular ou poder ser transformado em grãos	Apresentar-se na forma de um pó ou poder ser transformados em pó (opcional)

Tabela 7 – Exemplos de requisitos para agregados e pozolanas para uso em concretos e argamassas de cimento Portland

Essas regras devem ser decididamente amplas e atenderem-se, numa primeira abordagem, a aspectos essenciais a cada aplicação, não considerando como eliminatórios requisitos que possam ser supridos por atividades industriais, como cominuição ou calcinação.

4.1.1 Normalização prescritiva e critérios de seleção

Os especialistas das diferentes áreas devem evitar submeter os resíduos aos requisitos técnicos normativos ou tradicionais. As regras da Tabela 7 são muito menos restritivas que as expostas nas normas ABNT ou ASTM para agregados e pozolanas, que exigem uma série de ensaios específicos, como reatividade álcali-agregado para os agregados ou resistência à compressão de misturas cal-pozolana para estas. Essa divergência não é acidental.

A normalização pode servir de ponto de partida, mas, na prática, revela-se restritiva e limitante. Por terem sido elaboradas para padronização de produto e processo destinados a atender inúmeras aplicações, as normas técnicas não prevêm a possibilidade de desenvolvimento de produto destinado a aplicações específicas, como, por exemplo, agregados de concreto de baixa resistência mecânica, que dispensam de um número significativo de requisitos como resistência à abrasão Los Angeles. Além

do mais, as normas limitam-se a análise de matéria-prima específica, dentro de um processo industrial específico. No caso de agregados para concreto e pavimentação, a normalização está integralmente voltada para a análise de agregados derivados de rochas naturais.

4.1.2 Analisando alterações no processo de geração do resíduo

Esta etapa pode evidenciar possibilidades de melhoria da reciclabilidade por meio de modificações no processo de geração dos resíduos como (a) manejo do resíduo na fase de produção; (b) segregação dos resíduos na fonte através de coleta seletiva ou de desmontagem seletiva dos produtos (LAURITZEN, 1998); (c) alterações no processo de produção que gera o resíduo visando a facilitar a reciclagem (DE SIMONE; POPOFF, 1998); ou mesmo, (d) alterações das fontes de matérias-primas ou seu proporcionamento; e (e) introdução de etapas de beneficiamento do resíduo. Essas atividades podem encarecer o processo de produção principal, mas esse gastos podem ser compensados pela redução de custos com gestão dos resíduos.

4.1.3 Análise da conveniência de separação de fases para reciclagem

A separação de fases de resíduos pode ser desejável quando se trata de resíduos industriais que não sofreram manejo adequado – inclusive os de construção e os resíduos pós-consumo, especialmente aqueles oriundos de coleta pública e da desmontagem de produtos como edifícios, automóveis, etc. Essa separação é sempre uma fonte adicional de custo e tem um impacto ambiental no processo – podendo gerar um novo resíduo para o qual necessita ser desenvolvida uma outra aplicação. No entanto, muitas vezes, apresenta benefícios ambientais inegáveis.

4.1.3.1 Exemplo da escória de aciaria

No caso da escória de aciaria, a separação dos grãos contendo elevados teores de metal é rotineira nas principais siderúrgicas. O processo é bastante simples e envolve britagem e separação magnética. As frações com elevados teores de metal retornam ao processo. Algumas vezes, a separação é melhorada deixando-se sedimentar o ferro metálico durante o processo de transporte ainda líquido no fundo do recipiente de armazenamento, seguida de descarga em duas etapas, apresentando a parcela superficial da escória líquida menor densidade e, portanto, menor teor de metal.

4.1.3.2 Exemplo dos resíduos de construção e demolição

Mesmo as instalações de produção de agregados a partir de resíduos de construção e demolição mais simples possuem vários processos de segregação de fases.

Em um primeiro momento, a inspeção visual da carga de resíduos que chega decide se o nível de contaminação é elevado. Somente aquelas cargas consideradas proveitosas para a reciclagem como agregado entram no processo de produção.

A separação de contaminantes orgânicos como plásticos e madeiras pode ser feita de forma automática² na alimentação ou após a cominuição. A retirada de contaminantes após a operação de cominuição pode ser realizada por densidade via seca ou por densidade via úmida. A separação por densidade via seca gera uma corrente de ar, normalmente ascendente. Já a separação por densidade via úmida emprega tanques de flutuação em água (HENDRIKS, 2000; QUEBAUD; BUYLE-BODIN, 1999).

Fases minerais podem ser concentradas em duas fases em determinados equipamentos via úmida³: a) uma fase de menor massa específica, rica em cerâmica e argamassa; e b) outra fase rica em rochas naturais e concretos de maior resistência. Esses equipamentos são conhecidos como jigues (KOHLER; KURKOWSKI, 1998).

Muito comum é a separação das frações metálicas ferrosas por ímã permanente, normalmente após a britagem (QUEBAUD; BUYLE-BODIN, 1999).

É através da combinação destas atividades que agregados com características mais controladas são produzidos.

4.2 Seleção da(s) alternativa(s) para pesquisa e desenvolvimento

Do ponto de vista tecnológico, a gama de aplicações possíveis para um resíduo pode ser muito grande, e o objetivo desta etapa é determinar quais dessas aplicações com potenciais técnicos possuem maior probabilidade de serem implementadas em uma situação específica de mercado e em condições de geração do resíduo, considerando qualitativamente impactos ambientais, saúde dos trabalhadores e usuários e viabilidade de mercado, o que inclui escala de produção. É certo que a reciclagem de resíduo de concreto como agregado para concreto é tecnicamente viável. No entanto, em situações em que existe grande oferta de agregado natural, de alta qualidade e a preços reduzidos, essa reciclagem não é economicamente viável, a menos que exista um custo muito elevado de deposição de resíduos de construção e não existam outras alternativas de uso para o agregado reciclado.

² Para exemplo de separador mecanizado, ver http://www.thole.nl/products/engels/bt_engl.htm.

³ Para exemplo de equipamento comercial de jigues aplicado a resíduos de construção, ver <http://www.allmineral.com/>.

Do ponto de vista ambiental, as alternativas de reciclagem devem permitir um menor impacto ambiental global, ou seja, o impacto da reciclagem deve ser inferior ao somatório dos impactos ambientais da gestão atual do resíduo com o do produto tradicional. Toda essa análise dos impactos ambientais deve ser feita em termos de berço ao túmulo. Nesta etapa, ainda não existem dados suficientes para uma análise do ciclo de vida quantitativa, nos termos clássicos. No entanto, na maioria das vezes, é possível para especialistas nos diferentes processos organizar a lista de aplicações viáveis em uma ordem de impacto ambiental crescente.

Ong, Koh e Nee(1999) propõem um modelo de pré-análise do ciclo de vida, semiquantitativo adequado a orientar decisões no processo de pesquisa e desenvolvimento. Apesar das imprecisões, é frequentemente possível descartar alternativas que, embora tecnicamente viáveis, apresentem um impacto ambiental obviamente superior às demais, que utilizem ou gerem produtos tóxicos. Abordagem similar deve ser feita considerando-se aspectos de saúde dos trabalhadores e usuários.

O segundo critério é o de viabilidade no mercado, que deve considerar em termos semiquantitativos ou qualitativos aspectos de investimentos necessários, custos potenciais dos processos industriais, em comparação com o valor de mercado potencial do produto final, que, em uma primeira aproximação, pode ser considerado como sendo o preço de mercado do produto concorrente. É importante considerar que o preço é diferente do custo de produção. O preço inclui remuneração do capital investido, impostos – que podem ser bastante diferentes entre as alternativas em análise –, dependendo do modelo do negócio e margens de revendedores.

Outro critério que pode ser incluído é o do risco de que o processo de pesquisa e desenvolvimento não resulte em tecnologia viável que cresce com as dificuldades técnicas e complexidade do processo. Naturalmente, esse risco deve ser julgado contra o potencial benefício que cada processo específico pode trazer, visto que um alto retorno financeiro pode compensar risco elevado.

4.2.1 Critérios para seleção das alternativas mais promissoras

Na ausência de metodologias simplificadas para analisar as alternativas existentes sob o ponto de vista de impacto ambiental, saúde, desempenho econômico e mesmo risco de fracasso no processo de pesquisa e desenvolvimento, propõem-se algumas regras genéricas para colocar as opções existentes em uma hierarquia.

Serão consideradas mais favoráveis alternativas que:

- a) minimizem a necessidade de separação, classificação e transformação industrial do resíduo;
- b) minimizem impactos de transporte do resíduo até a planta de transformação e da planta até o mercado consumidor;
- c) minimizem o risco de lixiviação ou volatilização de eventuais fases perigosas presentes, preferencialmente em aplicações em que não se tenha contato com seres humanos ou lençóis freáticos;
- d) não utilizem ou liberem produtos tóxicos;
- e) resultem potencialmente em produto reciclável;
- f) resultem potencialmente em um novo produto com vantagem competitiva potencial sobre os existentes no mercado;
- g) apresentem baixo risco de fracasso no processo de pesquisa e desenvolvimento, comparado com o retorno financeiro potencial; e
- h) apresentem o mais alto potencial de retorno financeiro.

Como uma primeira aproximação, a reciclagem ideal é aquela na qual o resíduo é utilizado como produto final ou matéria-prima sem qualquer beneficiamento e com distância de transporte mínima ou, se longa, que utilize meio de transporte de menor impacto ambiental, como por trem ou navegação. Atividades industriais geram emissões atmosféricas e aquáticas, consomem diferentes formas de energia e geram resíduos sólidos. Além disso, a redução das atividades industriais reduzem significativamente a necessidade de investimentos para viabilizar a reciclagem, aspecto que pode ser crítico na viabilidade econômica e transferência da tecnologia.

A reciclabilidade do novo produto oferece a possibilidade de que esse produto não se converta, ao final da sua vida útil, em um resíduo (DE SIMONE; POPOFF, 1998). O novo produto muito provavelmente será composto do resíduo e de outros materiais, resultando em uma massa final maior que a massa de resíduo que nele foi empregada como matéria-prima. Assim, caso o novo produto não seja reciclável, paradoxalmente uma atividade de reciclagem provocará um aumento no volume de resíduos gerados pela sociedade no longo prazo, o que, é bem provável, será ambientalmente inadequado.

A vantagem competitiva do novo produto é muito importante, porque pode ser um fator decisivo para o seu sucesso no mercado. Day e Wensely (1989) definem

vantagem competitiva como aquela que reduz o custo relativo do produto para um produto de mesmo desempenho ou que resulta em um produto de desempenho mais elevado. No caso das cinzas volantes em concreto, as vantagens competitivas obtidas incluem aumento da durabilidade em ambientes contaminados com íons cloreto e sulfatos, redução do calor de hidratação para grandes volumes de concreto, aumento da trabalhabilidade, ganho de resistência no longo prazo do concreto (CORNELISSEN, 1997) e, certamente para consumidores específicos, menor impacto ambiental. É desejável identificar uma aplicação em que não existam concorrentes diretos, mas essa situação é difícil de atingir na maioria dos casos.

É conveniente que outros aspectos relativos ao mercado também sejam analisados qualitativamente, como capacidade do mercado de absorver o novo produto e possibilidade e conseqüências de eventuais mudanças no preço do produto concorrente para responder à disputa de mercado.

4.2.2 Ferramentas de decisão

A análise hierárquica ou análise por múltiplos atributos é uma ferramenta desenvolvida por Saaty (1998) e, atualmente, consolidada na ASTM 1765:1988 como um instrumento útil para selecionar as alternativas mais competitivas ante um determinado conjunto de critérios. Essa metodologia, muito utilizada na metodologia de análise do ciclo de vida (LIPPIATI, 1998), consiste na comparação do desempenho de diferentes alternativas duas a duas (A e B) diante de um determinado requisito, como, por exemplo, geração de poluentes durante a transformação do resíduo em material de construção.

O interessante dessa ferramenta é que ela permite decidir mesmo quando não se dispõe de resultados quantitativos. Quando essa comparação é realizada qualitativamente, ela pode atribuir nota baseada na escala:

A é equivalente a B	1
A levemente mais importante que B	3
A mais importante que B	5
A muito mais importante que B	7
A extremamente mais importante que B	9

Para manter a consistência, se A é muito mais importante que B, o que resulta na nota 7, para o inverso, B é muito menos importante que A, a nota deverá ser 1/7. O controle dessa consistência é relativamente fácil, mas a consistência entre comparações indiretas é mais complexa: A x B e B x C e C x A. Por isso, existem no mercado softwares capazes de realizar a análise. Com o resultado das comparações é possível construir matrizes de decisão, como a da Figura 15. A alternativa que apresentar proporcionalmente um maior número de pontos dentro do total atribuído – no caso, a alternativa B – é considerada a mais adequada segundo o critério em questão.

Utilizando-se a mesma metodologia, é possível também estabelecer a importância relativa P_c de cada critério adotado. De posse do peso relativo de cada critério e do número de pontos obtidos com cada alternativa, quando analisadas diante dos diferentes critérios, é possível calcular a nota final de cada alternativa e ordenar as alternativas pelo número de pontos totais obtidos.

$$N_i = \sum_{c=1}^n N_{ic} \cdot P_c$$

Equação 2

em que:

N_i é a nota final ou global da alternativa i , ponderadas as notas obtidas em cada critério;

N_{ic} é a nota da alternativa i quando julgada pelo critério c ; e

P_c é o peso relativo do critério c , sendo o somatório dos pesos de todos os critérios adotados 1.

Esse tipo de ferramenta de decisão é dependente da escala adotada – existem outras escalas propostas – e do grau de conhecimento de que se dispõe ao realizar as comparações. No entanto, ela tem a vantagem única que permite integrar variáveis tão diversas em um julgamento único como impacto ambiental e análises econômicas, combinando-se comparações numéricas com qualitativas.

	Alternativa A	Alternativa B	Total da linha (Tl)	Importância relativa
Alternativa A	1,00	1/2	1,5	0,33
Alternativa B	2,00	1,00	3,0	0,67
Total geral			4,50	1,00

Figura 15 – Exemplo de matriz de decisão baseada na metodologia de análise hierárquica

5 Etapa 4 – Desenvolvimento do produto

O desenvolvimento das aplicações selecionadas na fase anterior pode ser subdividido em diferentes etapas. Os estudos iniciais visam a desenvolver conhecimentos fundamentais sobre as alternativas de reciclagem em investigação, de escala eminentemente laboratorial. Nesta etapa, por exemplo, podem ser investigados os efeitos da variabilidade do resíduo em suas propriedades básicas relevantes, o desenvolvimento do material, as transformações químicas fundamentais envolvidas no processo de produção ou no envelhecimento, pode-se identificar fatores que controlam a lixiviação de contaminantes e poluentes liberados no tratamento, etc. Muitas vezes, envolve o aprofundamento da caracterização do resíduo.

Caso se tenha sucesso nesta primeira etapa, na etapa seguinte, o produto em si começa a ser investigado e não apenas o seu material. O processo de produção começa a ser desenvolvido, mas ainda em escala laboratorial. Finalmente, um estágio de pré-produção ou produção em escala semi-industrial é recomendável para o refinamento do produto (JOHN; CAVALCANTE, 1996).

Nesta fase, um conceito importante é o da engenharia simultânea⁴, em que são analisados simultaneamente o desenvolvimento da tecnologia, o desempenho do novo produto, aspectos relativos à manutenção, confiabilidade, marketing e aspectos ambientais, todos do berço ao túmulo (SWINK, 1998).

O desenvolvimento do produto deve ser feito pelo método científico (JOHN, 1996): hipóteses devem ser adotadas e comprovadas, ou refutadas, a partir de experimentos, de forma a reduzir a incerteza. Assim, o comportamento do produto e o efeito das variáveis do processo devem ser explicados através da sua microestrutura – composição química, mineralógica, porosidade, etc. – e das características físicas. As reações químicas principais que levam à formação do produto devem ser entendidas. A compreensão científica do novo produto é fundamental também na avaliação da durabilidade dele, em suas diferentes situações reais de uso, conforme será discutido adiante.

No entanto, o conhecimento científico do produto não é suficiente para garantir o sucesso no mercado: o produto deve também atender às necessidades dos usuários ou, em outras palavras, adequar-se ao seu objetivo funcional e estético. A

⁴ Em inglês, *concurrent engineering*.

ferramenta de avaliação de desempenho, detalhada no item 6.1, é uma ferramenta bastante útil para ajudar em decisões de projetos visando a adequar o desempenho do produto, quando integrado ao edifício, às necessidades do usuário final. O aspecto de integração do produto no conjunto dos edifícios ou da estrutura é fundamental e merece particular atenção.

Mais do que atender o usuário final, o produto também deve apresentar um desempenho adequado durante as fases de projeto e de construção, preferencialmente integrando-se nos processos tradicionais e adequando-se a equipamentos, capacitação de recursos humanos, disponibilidade de recursos financeiros e não-financeiros existentes.

O impacto ambiental de cada decisão de projeto do novo produto e do seu processo deve ser também analisado, refinando-se gradativamente a avaliação de análise do ciclo de vida. Aspectos como geração de resíduos sólidos de processo, emissão de poluentes, toxicidade, entre outros, precisam ser considerados. Medidas de projeto para assegurar a *reciclabilidade* do novo produto devem ser tomadas nos diferentes processos do desenvolvimento.

Cada decisão de projeto também deve ser orientada para maximizar o potencial de mercado do novo produto, reforçando aspectos que possam se tornar uma vantagem competitiva, buscando alternativas para reduzir o custo do tratamento, etc.

5.1 Exemplo de estudo de tecnologia básica para reciclagem da escória de aciaria

Machado (2000) investigou formas de medir a expansibilidade das escórias de aciaria visando a seu emprego como agregado para a produção de pavimentos e/ou concreto. Investigou diferentes métodos para medir a expansibilidade e também as alterações ocorridas nas escórias associadas à expansão. A Figura 16 apresenta os resultados de um destes métodos de ensaios, em que a escória, cuja granulometria foi reduzida abaixo de 4 mm é utilizada para confeccionar barras de argamassa. O método é bastante rápido, mas o aparecimento de fissuras visíveis a olho nu e o consequente empenamento dos corpos-de-prova introduzem grande variabilidade nos resultados para deformações acima de aproximadamente 1,5%. O processo de expansão causou um aumento na presença de fases hidratadas em 78% como hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e a formação de gismondina ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) (Figura 17 e Tabela 5). Informa também que nem todos os óxidos encontram-se hidratados, havendo risco de expansão.

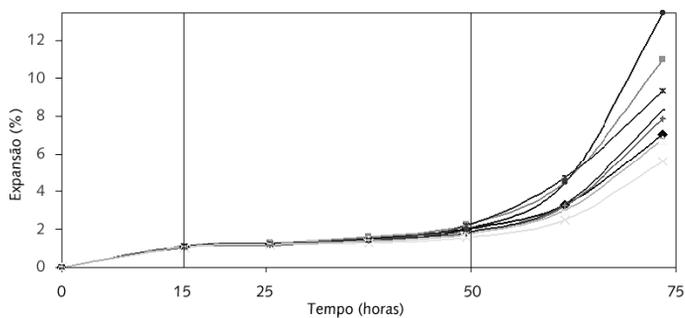


Figura 16 – Avaliação da expansibilidade de escória de aciaria LD através da variação dimensional de argamassas (traço 1:2,25:0,47, curado em água a $80 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$, baseado na ASTM C 1260:94) (MACHADO, 2000)

42

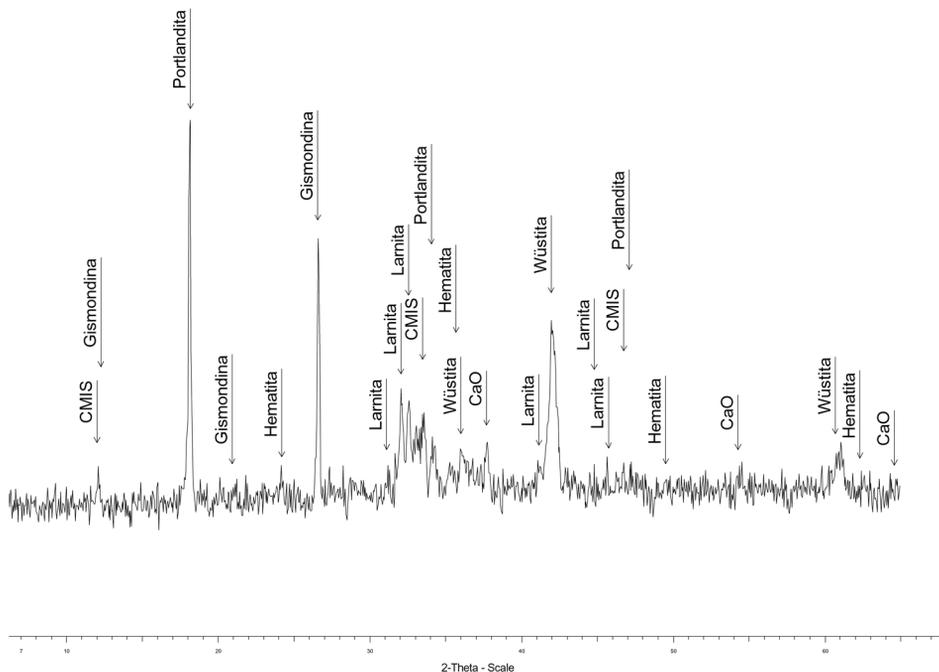


Figura 17 – Influência da exposição da escória à água aquecida na temperatura de 80°C por 320 horas na microestrutura avaliada por DRX da amostra L01 (MACHADO, 2000)

6 Etapa 5 – Avaliação do produto

Uma vez desenvolvido o novo produto e que se disponham protótipos produzidos utilizando tecnologia similar ao esperado na escala industrial (escala pré-industrial), é necessário se iniciar um programa abrangente de avaliação do produto.

6.1 Avaliação do desempenho técnico

A metodologia de avaliação de desempenho de componentes tem por objetivo analisar a adequação ao uso, ou seja, a adequação às necessidades dos usuários de um produto quando integrado em alguma edificação. Como os requisitos dos usuários são, em parte, determinados por aspectos culturais, pelo estágio de desenvolvimento regional e até mesmo pelas condições ambientais regionais (JOHN, 1995), os critérios de avaliação não podem ser considerados fixos.

Na metodologia clássica de avaliação de desempenho, apenas as necessidades dos usuários finais são enfatizadas. Embora do ponto de vista social este aspecto seja o mais importante, para o produto vencer no mercado, ele também deve atender às necessidades dos usuários intermediários, projetistas e construtores, integrando-se aos processos de trabalho e adequando-se à capacitação dos recursos humanos. A avaliação da adequação na fase de projeto e construção pode ser feita por projetos de aplicação piloto, devidamente monitorados e acompanhados. Essas aplicações piloto também podem ser utilizadas como base para a realização de ensaios de desempenho tradicional em condições reais de utilização, com grande ganho na sensibilidade para as interfaces entre o novo produto e a estrutura construída.

A Tabela 8 apresenta a lista de necessidades dos usuários da ISO 6241, ampliada pelo autor e colaboradores, em função, particularmente, da evolução dos conceitos relativos ao desenvolvimento sustentável. Essa lista é voltada exclusivamente para produtos aplicados a edifícios. Para outras aplicações, como pavimentações, a metodologia genérica precisa ser desenvolvida.

Existe grande quantidade de ensaios de desempenho adequados à análise de novas tecnologias destinadas a diferentes empregos em edifícios e mesmo em outras funções já normalizadas em âmbito internacional, particularmente pela UEATc. De uma forma geral, esses ensaios buscam simular condições de uso e podem não ser adequados às condições brasileiras.

Segurança Estrutural	Conforto antropodinâmico
Segurança ao fogo	Conforto higrotérmico
Segurança em uso	Conforto visual
Impermeabilidade ao ar e à água	Adequação ao uso
Pureza do ar	Economia
Higiene	<i>Manutenção</i>
Conforto acústico	<i>Adaptabilidade</i>
Conforto táctil	<i>Adequação ao ambiente</i>

Tabela 8 – Requisitos do usuário, com base na ISO 6241, com exceção dos apresentados em itálico, que são ampliação proposta pelo autor e por John, Kraayenbrink e Van Vamelen (1996)

Durabilidade é um aspecto fundamental no desempenho do produto, afetando o custo global da solução e o impacto ambiental do sistema. Adicionalmente, no caso de produtos contendo resíduos, as transformações que o produto irá sofrer ao ser exposto às condições ambientais (clima e microclima) e a ações de uso poderão facilitar a liberação de fases contaminantes através da lixiviação, por exemplo. Van Der Sloot, Heasman e Quevauviller (1997) demonstram que mudanças no pH produzidas por carbonatação do sistema afetam significativamente a composição dos lixiviados do produto.

A avaliação da durabilidade não pode ser baseada na experiência passada com materiais tradicionais, porque, em muitas situações, mecanismos de degradação de materiais tradicionais podem ser inócuos ou até benéficos ao novo produto. Avaliar a durabilidade é tarefa das mais complexas. Ela envolve um entendimento do desempenho do produto, conhecimento científico do novo produto, caracterização do ambiente onde o produto estará exposto e de como a capacidade de desempenho será afetada pela interação entre produto e ambiente ao longo do tempo. A metodologia consolidada pelo CIB W80/RILEM (JOHN, 1987), e otimizada na seqüência pelo comitê ISO TC 59/SC 3 WG9 (SORONIS, 1996), é a ferramenta mais adequada.

A avaliação da durabilidade inicia-se pelo entendimento dos fatores de degradação do produto, compreendido como todos os agentes capazes de provocar transformações no produto, de tal ordem que afetem o seu desempenho ou a sua capacidade de impacto no ambiente e os mecanismos pelos quais estes agem. Trata-se de conhecimento específico de ciências de materiais. A ASTM 632 E apresenta uma lista de fatores de degradação, incluindo fatores de carga, fatores ambientais, fatores biológicos e fatores de uso e incompatibilidade física ou química com os produtos

do entorno (Tabela 9). Haagenrud (1997) apresenta detalhes de formas de caracterização de fatores de degradação ambientais.

Entendidos os fatores e mecanismos de degradação relevantes nas diferentes aplicações do produto, são realizados ensaios de envelhecimento natural, envelhecimento acelerado e envelhecimento em uso. O primeiro objetivo desses ensaios é confirmar os mecanismos de degradação previstos. Uma vez confirmados esses mecanismos de degradação, são selecionados indicadores de degradação, variáveis mais facilmente quantificáveis, que permitem acompanhar a evolução da degradação com o tempo e que podem ser correlacionadas com o desempenho do produto, e os ensaios prosseguem. Atualmente, está disponível uma rede de quatro estações de envelhecimento natural financiadas pelo programa HABITARE. Nessas estações, localizadas no *campus* central da USP, em São Paulo, na FURG, no Rio Grande (RS), no *campus* da USP de Piracicaba (SP) e no *campus* da UFPA, em Belém (PR), é possível expor produtos para acompanhar o efeito dos diferentes climas na degradação do desempenho.

O objetivo final do estudo de durabilidade é estimar a vida útil, definida como o período durante o qual o produto vai apresentar desempenho satisfatório, nas diferentes condições de uso. Trata-se de um processo complexo e demorado, no entanto fundamental (SJÖSTRÖM, 1996).

Fatores Ambientais	Incompatibilidade
Radiação	Química
Temperatura	Física
Água	Biológicos
Constituintes do ar e poluentes	Roedores
Gelo/Degelo	Fungos
Vento	Bactérias
Carregamento	Fatores de uso
Deformação lenta	Desgaste
Fadiga	Atividades de manutenção
Água e seus derivados	Projeto
Cargas de uso	

Tabela 9 – Fatores de degradação segundo a ASTM 632 E

6.2 Análise da sustentabilidade

Uma determinada técnica de reciclagem só pode ser justificada se, quando avaliada, aumentar de forma geral a sustentabilidade da sociedade, quando avaliada, ponderando aspectos das dimensões ambiental, social e econômica.

Não se dispõe de metodologia consolidada para julgar a sustentabilidade social, mas ela envolve aspectos relativos à comunidade imediata, à geração de empregos e renda, à melhora da eficiência de uso de recursos públicos escassos. Esses são aspectos relevantes para a sociedade, e a reciclagem freqüentemente traz benefícios nessa área.

Já a análise da sustentabilidade do ponto de vista ambiental possui técnicas de avaliação mais consolidadas. Assim, são ambientalmente vantajosas tecnologias de reciclagem para as quais as análises do ciclo de vida demonstrarem que, naquela situação específica, a reciclagem é a alternativa de gestão de menor impacto ambiental, do berço ao túmulo (TUKKER; GIELEN, 1994).

Uma questão importante no longo prazo, não considerada na análise do ciclo de vida, é o risco de a reciclagem contaminar progressivamente o meio ambiente pelo espalhamento e diluição de contaminantes persistentes produzidos pela ação do homem na natureza e pela lixiviação dos contaminantes e subsequente contaminação da água.

O espalhamento e diluição dos contaminantes dentro de materiais de construção civil não é, em si, um problema durante a fase de uso dos materiais, mas ao final da vida útil será gerado um volume de resíduo de demolição superior ao original e mais contaminado que os resíduos de construção tradicionais. Subseqüentes ciclos de demolição e reciclagem em que o RCD é sempre incorporado em um novo produto contendo mais resíduos podem levar a concentrações crescentes. Conseqüentemente, em certas situações, a reciclagem somente será desejável do ponto de vista ambiental se a destinação futura de resíduos de construção for controlada (HARTLÉN, 1995).

46

6.2.1 Análise do ciclo de vida

A análise do ciclo de vida (ACV) consiste no inventário quantitativo e qualitativo de todos insumos consumidos e dos resíduos sólidos e demais poluentes liberados no ambiente, durante todo o ciclo de vida do produto ou serviço, incluindo a(s) fase(s) de uso e demolição e destinação dos resíduos (SCHUURMANS-STEHMANN, 1994; LEACH; BAUEN; LUCAS, 1997). A metodologia, em seus termos gerais, está

consagrada na série de normas ISO 14040 a 14043, mas a maioria dos trabalhos acadêmicos adota como referência a metodologia da SETAC (1994).

A análise típica do ciclo de vida compreende as seguintes etapas: (a) definição do objetivo; (b) definição da abrangência e da unidade funcional; (c) inventário; (d) avaliação dos impactos; (e) interpretação ou decisão; (f) análise crítica; e (g) relatório. A seguir, os aspectos mais pertinentes ao problema de reciclagem de resíduos são discutidos brevemente.

6.2.1.1 Objetivos

No processo de pesquisa e desenvolvimento do novo produto contendo resíduos, a ACV é fundamental para: (a) a tomada de decisão entre diferentes alternativas na fase de desenvolvimento; (b) a identificação dos impactos mais relevantes do processo de produção, permitindo dirigir esforços para o aperfeiçoamento do desempenho ambiental do novo produto; (c) a demonstração de que o processo de reciclagem é a alternativa que oferece o menor impacto ambiental; e (d) a obtenção de certificados ambientais ou selos verdes como parte da estratégia de mercado.

6.2.1.2 Definição da abrangência e unidade funcional

A quantificação dos impactos é feita sempre para uma unidade funcional do produto, ou seja, x kg de NO_x para cada m^2 de telha produzida ou por tonelada de produto. A definição de qual será a unidade funcional é fundamental.

A definição da abrangência do estudo é aspecto importante, porque a cadeia de impactos se estende infinitamente. É óbvio que a fabricação do pneu do caminhão que transportou a matéria-prima entre o local de geração do resíduo e a planta de reciclagem contribui para o impacto ambiental. Mas também é muito provável que esse impacto seja apenas marginal. Lipiatti (1998) sugere que a árvore de inventário de impactos prossiga enquanto os impactos considerados apresentarem participação relevante (a) na massa do produto, (b) no consumo de energia do produto e (c) como critério de desempate no custo do produto.

6.2.1.3 Inventário

Nesta etapa devem ser quantificados os consumos de matérias-primas, água e energia, e todas as emissões, para o ar, água, solo, incluindo os resíduos sólidos gerados.

A Figura 18 resume o fluxo a ser quantificado em cada fase do ciclo de vida, planejamento, projeto, produção de materiais, extração de matérias-primas, montagem, uso, manutenção, reabilitação, desmontagem, reciclagem dos produtos finais (Figura 19).

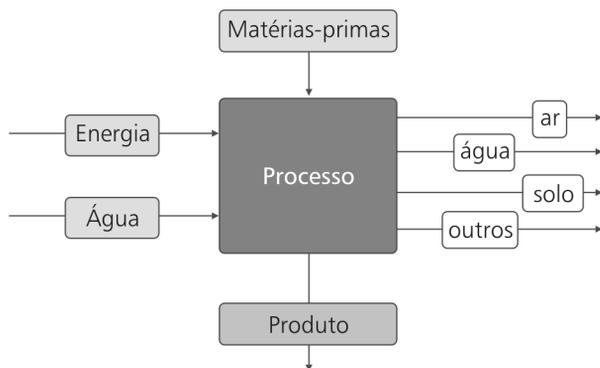


Figura 18 – Fluxos importantes em cada etapa do ciclo de vida de um produto ou serviço (adaptado de LIPIATTI, 1998)

Quando se trata do desenvolvimento de um novo produto, não é possível a obtenção de dados reais de processo. No entanto, pela consulta a bibliografias, bases de dados e até mesmo a especialistas nas diversas áreas do conhecimento, é sempre possível reunir dados quantitativos e qualitativos que permitam orientar o processo de decisão. A Agência Ambiental Européia, por exemplo, possui publicação atualizada regularmente, que é um guia para a estimativa de emissões para diferentes atividades industriais (Emission Inventory Guidebook). A Environmental Protection Agency (EPA), dos EUA, também publica inventários e fatores de emissões para diferentes atividades industriais (<http://www.epa.gov/ttn/chief/index.html>). É importante ter em mente que esses dados são valores típicos, e de países estrangeiros, e que a situação em análise pode ser substancialmente diferente. Agências ambientais brasileiras devem ter também seus próprios critérios.

O estabelecimento de que impactos devem ser inventariados é sempre motivo de discussão, mas, de forma geral, eles são relacionados às grandes questões ambientais. A partir de Schuurmans-Stehmann (1994) e Lipiatti (1998), é possível apresentar a seguinte lista de impactos, agregados em torno dos grandes temas ambientais:

- a) matérias-primas
 - consumo de recursos naturais renováveis;
 - consumo de recursos materiais não renováveis;
- b) poluição
 - geração de gases do efeito estufa;
 - potencial de acidificação;

- geração potencial de nutrientes indesejáveis;
- destruição da camada de ozônio;
- liberação de substâncias tóxicas para os usuários;
- liberação de substâncias tóxicas para o ambiente,
- calor desperdiçado;
- radiação;
- c) resíduos
 - geração de resíduos tratados;
 - geração de resíduos não tratados;
 - resíduos químicos;
- d) efeitos que causam desconforto
 - odores;
 - ruídos;
 - calamidades;
- e) energia
 - consumo de fontes de energia não renováveis;
 - consumo total de energia;
- f) capacidade de reutilização
 - possibilidades de reutilização integral do produto;
 - possibilidade de reutilização de componentes;
- g) possibilidade de manutenção
- h) vida útil

Os impactos de consumo de energia e o impacto ambiental associado à geração de energia dependem fundamentalmente do processo de geração. Energia solar e hidrelétrica, por exemplo, representam impacto no efeito estufa muito inferior ao obtido pela queima de combustíveis fósseis (SCHUURMANS-STEHMANN, 1994).

A liberação de substâncias tóxicas para o ambiente e para os usuários deve ser analisada quando se trata de produto a ser aplicado em edifícios sob o ponto de vista de qualidade do ar interno (LIPIATTI, 1998) e também de produtos lixiviados que vão contaminar o meio ambiente (HARTLÉN, 1995). Estes dois aspectos não fazem parte da abordagem clássica da análise do ciclo de vida, mas sua introdução na ferramenta é possível.

Um dos problemas mais complexos quando se trata de reciclagem é o critério de alocação de impactos ambientais associados ao processo produtivo que gerou o resíduo (NEWEL; FIELD, 1998; EKVALL; FINNVEDEN, 2001). Os critérios de alocação apresentados na ISO 14040 não são suficientes para resolver o problema. Uma hipótese freqüentemente adotada é a da alocação zero: todos os impactos associados ao processo produtivo que gerou o resíduo são de responsabilidade dos produtos deste processo. Os resíduos entram no novo processo produtivo com impacto zero, uma vez que, se não reciclados, representarão impacto negativo na forma de aterros e demais atividades de gestão. O problema dessa abordagem é que não credita o gerador do resíduo (mesmo o pós-consumo) pelo fato do seu resíduo ser reciclado ou reciclável (NEWEL; FIELD, 1998), a não ser na medida em que elimina os impactos associados à gestão do resíduo. Por outro lado, se for adotada a alocação, é necessário que seja definido um critério adequado e os interessados na discussão encontrarão sugestões de como realizá-lo nos artigos citados e em muitos outros. Por se tratar ainda de tema complexo e polêmico, justifica-se o uso do critério de alocação zero, prática utilizada na maioria das análises realizadas envolvendo reciclagem.

6.2.1.4 Análise dos dados

Dado o grande número de variáveis analisadas, torna-se difícil a seleção da alternativa mais conveniente, uma vez que a alternativa A pode ter uma contribuição menor para o efeito estufa, enquanto a alternativa B, constituída quase que exclusivamente de matérias-primas recicladas, preserva os recursos naturais.

A forma usual de contornar este problema é a agregação dos diferentes impactos, ponderando-se a sua importância relativa. Para os gases do efeito estufa existem dados científicos que fornecem o potencial de contribuição para o aquecimento global de cada gás. Há ainda alguma incerteza na determinação desses dados. Por exemplo, o potencial de contribuição para o aquecimento global de um quilograma de metano equivale a 24,5 kg de CO₂ para Lipiatti (1998) e a 21 kg de CO₂ para um horizonte de 100 anos segundo a EPA (2002). Esse fator de ponderação permite calcular o efeito final de um conjunto de emissões. No entanto, nem sempre existem dados para essa agregação (SCHUURMANS-STEHMANN, 1994).

Quando se trata da comparação entre duas ou mais alternativas, é sempre mais conveniente reduzir o impacto ambiental a um número único. Isso pode ser realizado ponderando-se os grandes temas segundo sua importância relativa, em processo de análise hierárquica (ver item 4.2.2) Os fatores de ponderação vão depen-

der da agenda ambiental local. Glaumanns e Trinius (1997) e Lipiatti (1998) discutem de forma mais abrangente os fatores de ponderação. A autora também apresenta as ponderações propostas pela EPA, Universidade de Harvard. Evidentemente que a ponderação adotada vai influenciar no resultado, e esta tem sido uma fonte de crítica para a ACV (LEACH et al., 1997). Todo esse processo de agregação/ponderação pode ser utilizado na análise.

Nenhuma bibliografia consultada menciona diretamente a integração dos resultados do estudo de lixiviação na análise do ciclo de vida. No entanto, os produtos lixiviados podem ser considerados emissões para o ambiente durante a fase de uso, da mesma forma que Lipiatti (1998) considerou os compostos orgânicos voláteis.

6.2.2 Lixiviação de espécies químicas

Para a análise dos riscos de contaminação ambiental, devido à interação da água com produtos contendo resíduos, foi desenvolvida uma grande quantidade de testes baseados nos diferentes testes de lixiviação (HILLIER et al., 1999). A maioria desses testes foi originariamente pensada para analisar a lixiviação de resíduos dispostos em aterros. Os ensaios mais famosos são os das normas holandesas (NEN 7343, NEN 7349 e NEN 7341). Além desses ensaios de laboratório, é também possível, em muitas situações, realizar medidas de campo onde se simulem as condições de uso do novo produto. Essa abordagem foi adotada por Engelsen et al. (2002) para estudar o potencial de contaminação de agregados de resíduo de construção e demolição, em combinação com ensaios de laboratório.

Na análise de uma alternativa de reciclagem, é interessante investigar a lixiviação em pelo menos duas situações: durante a fase de uso; e quando o material eventualmente for colocado em um aterro. Nessas duas situações, tanto as condições ambientais quanto a forma do produto são diferentes, visto que o resíduo é normalmente triturado no processo de deposição do aterro.

A proliferação de testes tem levado a dificuldades práticas, como a impossibilidade de comparação de resultados e a dificuldade de aceitação de produtos entre regiões que adotam diferentes testes. Dada a importância do tema, atualmente existem grupos de trabalho tanto na ISO quanto na Comissão Européia de Normalização (VAN DER SLOOT et al., 1997).

As diferenças entre os testes hoje empregados são muitas, incluindo pH da água de lixiviação, grau de agitação do meio, relação entre sólido e líquido, etc. Alguns métodos buscam investigar o equilíbrio ou semi-equilíbrio entre o resíduo e a

água, outros forçam a percolação da solução lixiviante, e há métodos que admitem que a solução lixiviante seja freqüentemente renovada. Como conseqüência, materiais contendo resíduos são muitas vezes submetidos a testes que não se aproximam das condições reais, aquelas às quais o material vai ser submetido durante o seu ciclo de vida (HILLIER et al., 1999).

No Brasil, há pouca experiência em testes de lixiviação além do especificado na norma NBR 10005. Cavalcante e Cheriaf (1996) apresentam um resumo da metodologia que talvez seja o primeiro trabalho publicado no Brasil a respeito do tema.

A necessidade de que o teste de lixiviação simule as diferentes condições que o produto vai enfrentar durante todo o seu ciclo de vida é, atualmente, defendida pelos especialistas reunidos na comissão da Comunidade Européia (VAN DER SLOOT et al., 1997), como também por autores como Hartlén (1995) e Hillier et al. (1999). Esta tarefa é complicada, uma vez que, na natureza, a lixiviação poderá durar centenas de anos, e o ensaio deve ser acelerado. O ensaio também dificilmente será capaz de simular a complexidade dos fenômenos que ocorrem na natureza.

A lixiviação envolve os seguintes fatores: (a) contato das superfícies externas ou internas do material com a água; (b) dissolução de fases em velocidades diversas; (c) reações químicas complexas influenciadas pela composição da água e seu pH, presença eventual de complexantes, carbono dissolvido, disponibilidade de oxigênio; (d) adsorção superficial dos produtos; e (d) transporte da água contendo as espécies lixiviadas para o meio externo. Todos esses fenômenos ocorrem simultaneamente a outros que vão introduzir alterações no produto, como, por exemplo, a carbonatação.

A lixiviação se dá por meio de vários mecanismos. A percolação da água causa a lavagem e dissolução superficial em todos os materiais. Em materiais porosos a água pode penetrar por absorção capilar e, a seguir, ser transportada por difusão de vapor. Um mecanismo de lixiviação é a difusão como descrita pela Lei de Fick. Em materiais cuja porosidade seja tal que resultem extremamente permeáveis, a água percola dentro dos poros da mesma forma que o faz nas superfícies, e o mecanismo de lixiviação é o descrito pela Lei de Darcy (VAN DER SLOOT et al., 1997).

A forma do produto é fundamental no processo de lixiviação. Mantido constante o material e a água, quanto maior a relação entre área superficial e volume mais importantes são os fenômenos superficiais e a velocidade de percolação da água, e vice-versa. Assim, em materiais granulares – que no caso de materiais de construção

são essencialmente os agregados – os efeitos superficiais são relativamente mais importantes que nos produtos monolíticos.

No entanto, um mesmo material muda de forma durante o seu ciclo de vida, incluindo eventuais reciclagens. Todos os produtos, ao final de sua vida útil, correm o risco de serem reduzidos à forma granular para possibilitar a reciclagem ou a deposição em aterro. As condições de exposição variam no decorrer do ciclo de vida, como também variam entre as diferentes aplicações de um mesmo produto. Alguns componentes são protegidos da chuva durante a utilização, mas, eventualmente, poderão ficar expostos à chuva após a sua remoção do edifício. Para alguns produtos, que ficam estocados ao ar livre, o período de estocagem pode resultar em contaminação significativa.

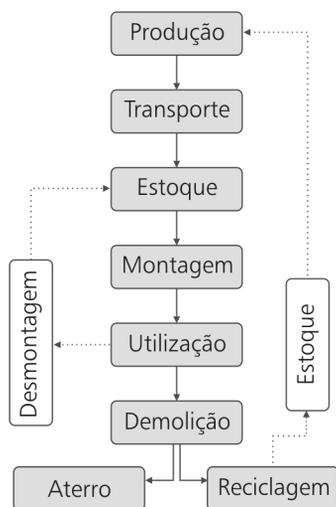


Figura 19 – Ciclo de diferentes produtos durante o ciclo de vida

Assim, o estudo da lixiviação de um mesmo produto vai exigir uma série de ensaios diferentes, simulando as diferentes formas e condições de exposição durante o seu ciclo de vida (VAN DER SLOOT et al., 1997).

Dada a influência da porosidade no processo de lixiviação, a análise do impacto ambiental de componentes confeccionados com concreto contendo resíduos, cuja porosidade é controlada pela relação entre água e cimento, consumo de cimento e condições de compactação, torna-se ainda mais complexa. Hohberg e Schiessl (1997) investigaram a influência do traço e diferentes relações entre água e aglomerantes para concretos e argamassas contendo escória e cinzas volantes. O estudo mostrou que a lixiviação em todas as situações foi muito baixa, mas que argamassas resulta-

ram em maior lixiviação que concretos. A influência da relação entre água e cimento foi variável, dependendo da espécie química em questão.

Para Van Der Sloot et al. (1997), a água lixiviante deve ser similar àquela prevista nas condições de uso. Hejlmár et al. (1994) utilizam água do mar e água com composição similar a de chuva para verificar o risco de contaminação do oceano pela utilização de cinzas da calcinação do resíduo sólido municipal. Janssen-Jurokovičová et al. (1994) compararam resultados de ensaios de lixiviação do tipo coluna, com pH 4, com resultados da lixiviação das cinzas volantes em condições reais de aterro por quatro anos, e concluíram que as diferenças são significativas, particularmente devido a diferenças do pH da água e ausência de envelhecimento da cinza volante.

6.2.2.1 Métodos de ensaio

Da bibliografia consultada é possível concluir que ainda não existem métodos de ensaios consagrados para diferentes situações. Mas em termos gerais, quando se trata de análise de produtos contendo resíduos, constata-se uma preferência pelos testes holandeses.

Para materiais granulares utilizados na construção de estradas, por exemplo, está disponível o teste de coluna (NEN 7343). Para materiais monolíticos existem vários testes em utilização, inclusive alguns que simulam chuvas em fachadas. Mas, certamente, o mais aceito é o teste do tanque (NEN 7345), detalhado por Van Der Sloot et al. (1994). O método do tanque consiste em submergir cubos de 10 cm de lado do material com volume de água cinco vezes maior que o volume do material. A água é substituída após 2, 8, 24, 48, 102, 168 e 384 horas e analisada. Hohberg e Schiessl (1997) apresentam resultados de programa interlaboratorial que avaliou diferentes parâmetros desse teste.

Uma das vantagens do teste para materiais monolíticos é o fato de permitir identificar o mecanismo de lixiviação predominante (VAN DER SLOOT et al., 1997). Caso o mecanismo seja o de difusão, é possível estimar os coeficientes de difusividade (D_e , $m^2.s^{-1}$) da Segunda Lei de Fick para as diferentes espécies químicas lixiviadas, e a partir deste a densidade de fluxo de íons por unidade de área superficial (J , $mmol.s^{-1}.m^{-2}$)

$$J = S_a \sqrt{\frac{D_e}{\pi \cdot t}}$$

Equação 3

onde:

S_a é quantidade do elemento disponível para ser lixiviado, determinada pelo teste de disponibilidade (NEN 7241); e

t é o tempo (s).

O teste de disponibilidade para a determinação de S_a é realizado com material finamente moído (95% passante na peneira 125), em uma relação entre líquido e sólido de 50. Inicialmente, é feita uma lixiviação com pH 7 e a seguir com pH 4 (VAN DER SLOOT et al., 1994). No entanto, Van Der Sloot et al. (1997) argumentam o pH do ensaio deve ser mantido próximo das condições efetivas a que o material vai estar submetido. Hohberg e Schiessl (1997) estudaram o efeito da variação do pH neste tipo de ensaio, inclusive usando água desmineralizada (método DIN 38414 T4).

Van Der Sloot et al. (1997) também apresentam uma solução que dispensa a estimativa de S_a , que é substituído pela concentração da espécie lixiviada no material original (S_0 , mmol.m⁻³):

$$S_a = a \cdot S_0$$
$$J = S_a \sqrt{\frac{D_e \cdot a^2}{\pi \cdot t}}$$
$$T_e = D_e \cdot a^2$$

Equação 4

onde:

a é um coeficiente adimensional denominado fator de lixiviabilidade; e

T_e o coeficiente de transporte efetivo (m².s⁻¹).

Uma vez estabelecida a densidade de fluxo J e conhecida a área de contato do produto com a água, é teoricamente possível estimar a quantidade de produtos lixiviados e incluir essas emissões na inventário do ciclo de vida. No entanto, na prática, a situação é mais complicada.

Grande esforço de pesquisa está sendo despendido para verificar a aderência entre os resultados dos testes de lixiviação e os resultados reais de uso. Bloem, La Mmers e Tamboer (1994) correlacionam os ensaios de lixiviação com testes em tamanho real, fazendo paredes. Janssen-Jurokovičová, Hollmann e Schuiling (1994) analisaram cinzas volantes, entre outros.

A lixiviação de materiais permanentemente submersos provavelmente segue a Segunda Lei de Fick. Já no caso de lixiviação das chuvas, provavelmente é governada por dois mecanismos, ciclos de molhagem e secagem na camada externa e difusão para profundidades maiores; e provavelmente os ensaios com corpos-de-prova submersos, como os do tanque, não sejam os mais adequados para estruturas submetidas a ciclos de molhagem e secagem.

Outro ponto que vem merecendo crescentes esforços é o de modelagem dos processos de lixiviação (VAN HERCK et al., 1997; MOSZOWICZ et al., 1997). Uma das vantagens potenciais da modelagem é que, uma vez caracterizados os parâmetros básicos da lixiviação, será possível, por simulação, estimar a lixiviação em diferentes condições de exposição (ciclos de molhagem e secagem, condição submersa, etc.) e para diferentes geometrias do produto. No entanto, muita pesquisa deverá ser realizada para que esse objetivo seja atingido.

Poucos dados estão disponíveis sobre a lixiviação de compostos orgânicos de materiais de construção, embora estes sejam importantes. Wahlström et al. (1994) apresentam metodologia e alguns resultados experimentais. Andersson (2002) demonstrou que parte significativa das substâncias orgânicas tóxicas presentes nos aditivos para concretos é lixiviada.

Além da incorporação dos dados da emissão à análise do ciclo de vida, é tendência de órgãos de proteção ambiental limitar emissões máximas para autorizar um processo de reciclagem. Um dos aspectos mais polêmicos é o estabelecimento de limites ambientais aceitáveis para a lixiviação (VAN DER SLOOT et al., 1997). Para os mesmos autores, os limites vão depender das aplicações, especialmente aquelas relacionadas ao estoque e condução de água potável. Outra abordagem é a que limita a emissão prevista em função da alteração que ela provoca na composição química do solo (HARTLÉN, 1995). Hejlmars et al. (1994) apresentam critérios para determinar os limites de contaminação na água. O decreto holandês que normaliza o efeito ambiental dos materiais de construção especifica que a estimativa de lixiviação em um prazo de 100 anos não pode resultar em um aumento maior do que 1% (massa) no teor dos poluentes (VAN DER POEL, 1997). Segundo Van Der Poel (1997), esta nova legislação barrou a utilização de cinzas volantes como base de pavimentação. Em todas as situações é necessário que sejam estabelecidas as concentrações originais no solo.

6.2.3 Exemplo - Efeito da reciclagem no impacto ambiental do cimento Portland

Carvalho (2002) utilizou a análise do ciclo de vida para medir o impacto ambiental da substituição do clínquer Portland por escória granulada de alto-forno e cinza volante, da forma como é realizada pela indústria cimenteira brasileira. O estudo envolveu o levantamento das emissões aéreas típicas e máximas das fábricas brasileiras bem como dados internacionais. Para estimar o consumo de energia elétrica e de combustível e também transformar as concentrações de produtos nas emissões gasosas para a unidade funcional de tonelada de cimento, foi realizada a simulação de uma planta industrial típica brasileira utilizando dados de projeto do fabricante mais importante no mercado brasileiro. Como combustível orgânico foi adotado o *pet coke*, padrão atual nas indústrias brasileiras. A autora adotou alocação zero, ou seja, os resíduos chegam à indústria cimenteira sem impacto ambiental. Devido à ausência de dados confiáveis sobre distâncias e modalidades de transporte, não foi incluído o impacto do transporte dos resíduos até a fábrica e tampouco desta para o local de consumo.

Cimento	Adição (%)	Emissões (kg/ton cimento)				Efeito estufa total (ton CO ₂ equivalente)
		NO _x	SO _x	CO ₂	Partículas	
CP II E	34	1,22	0,19	565	0,13	1093
CP III	70	0,55	0,09	256	0,06	496
CP IV	50	0,93	0,15	428	0,10	828
CP I	0	1,85	0,30	855	0,19	1655

Tabela 10 – Efeito da substituição do clínquer por adições em diferentes cimentos brasileiros

A Tabela 10 resume os resultados obtidos. O principal impacto ambiental da produção do cimento é no efeito estufa. Tanto o NO_x como o CO₂ são gases que contribuem para o efeito estufa e são originados essencialmente na produção do clínquer. O CO₂, o principal gás do efeito estufa, é originado pela decomposição do calcário (CaCO₃ a CaO + CO₂-) e também pela oxidação do combustível. O NO_x é originado no combustível e depende de muitos fatores operacionais da fábrica, apesar do seu valor estar abaixo de 2 kg por tonelada. No entanto, o potencial do efeito estufa de 1 kg de NO_x equivale a aproximadamente o efeito de 310 (EPA, 2002) e

320 kg de CO₂ (LIPIATTI, 1998). Assim, embora sua taxa de emissão seja pequena, a contribuição desse gás para o efeito estufa é significativa (Tabela 10 e Figura 20).

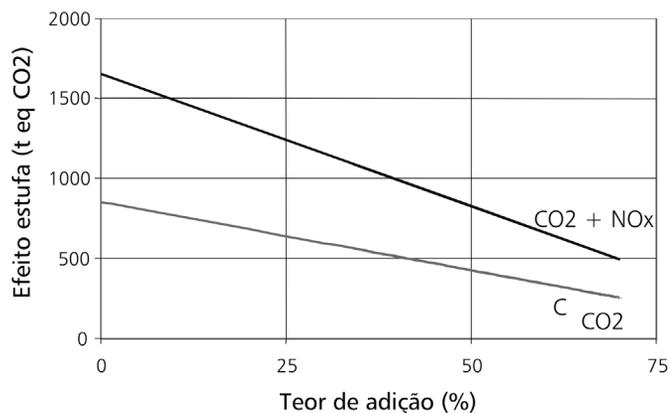


Figura 20 – Efeito da substituição do clínquer no potencial de efeito estufa (toneladas equivalentes de CO₂)

SO_x e NO_x também contribuem para a acidificação do meio ambiente, um problema regional. A liberação de material particulado afeta quase que exclusivamente o ambiente local.

Apesar da abordagem simplificada adotada pela autora, o trabalho demonstra claramente a magnitude das vantagens ambientais que a reciclagem de escórias de alto-forno e cinzas volantes oferece.

6.3 Viabilidade econômica

A especificidade da determinação da viabilidade econômica de um produto contendo resíduo é pouco estudada, e o único artigo sistemático localizado na busca bibliográfica foi o de Vrijling (1991).

Uma das condições para viabilizar o novo produto no mercado é que seu preço de venda seja competitivo com a solução técnica já estabelecida, ou seja, inovador e que não possua concorrentes no mercado. Para atrair o interesse do gerador do resíduo sob o estrito ponto de vista financeiro⁵, a reciclagem precisa reduzir os

⁵ Podem existir outros atrativos, como melhoria na imagem da empresa, decisões estratégicas, etc., que também podem ser considerados, dependendo do caso.

custos com resíduo, incluídos custos decorrentes da necessidade de mudança de tratamento do resíduo de forma a adequá-lo à reciclagem. De forma global, o investimento realizado na reciclagem deve oferecer uma taxa de retorno atrativa (ROCHA LIMA, 1996).

A viabilidade de um determinado processo de reciclagem é, então, uma equação de cunho essencialmente local, pois os preços dos produtos e custos de deposição em aterros são definidos localmente. Também neste sentido, a simples importação de experiências entre diferentes países ou regiões é inadequada.

Essa situação também revela que o aumento dos custos de deposição em aterro pela criação de impostos é uma política pública eficiente para incentivar a reciclagem (HARTLEN, 1995). Países como Holanda (LAURITZEN, 1998) e Inglaterra, por exemplo, adotam essa política.

Como o preço do novo produto é dado pelo preço praticado pelo concorrente no mercado, em algumas situações a reciclagem somente será viabilizada se o gerador do resíduo remunerar os serviços da empresa beneficiadora (JOHN, 1996; SCHULTZ; HENDRICKS, 1996). Nesta situação, apesar da reciclagem, o resíduo continuará a apresentar valor negativo para o seu gerador (VRIJLING, 1991).

No entanto, como a oferta do resíduo é inelástica com relação à demanda⁶ (VRIJLING, 1991), admitindo-se competição perfeita, um eventual aumento na demanda pelo resíduo vai provocar um aumento no seu preço (Figura 21). Por outro lado, esse aumento no custo do insumo não pode ser repassado para o preço do novo produto, já que é limitado pelo preço dos concorrentes. Caso a demanda pelo novo produto não seja elástica, o aumento da oferta ocasionará uma redução do seu valor de mercado, tornando a situação ainda mais grave.

Esse comportamento aumenta significativamente os riscos de um investimento em um processo de reciclagem. Uma forma de contorná-lo é pelo estabelecimento de contratos de fornecimento do resíduo de longa duração a preços controlados, que garantam o retorno do investimento necessário a taxas suficientemente atrativas.

⁶ Segundo Vrijling (1991), em algumas situações, a redução de custo do processo primário que gerou o resíduo pode permitir um ganho de competitividade, que pode levar a um ganho de mercado e conseqüente aumento na geração do resíduo.

Uma forma mais sofisticada dessa abordagem parece ser a estratégia de a empresa geradora do resíduo tornar-se sócia no empreendimento de reciclagem. Essa estratégia foi adotada pela British Steel, fabricante de aço, que se aliou ao grupo Tarmac, um conglomerado com múltiplos interesses na Construção Civil inglesa, para criar a East Coast Slag Products, voltada para a reciclagem de escórias de alto-forno e aciaria.

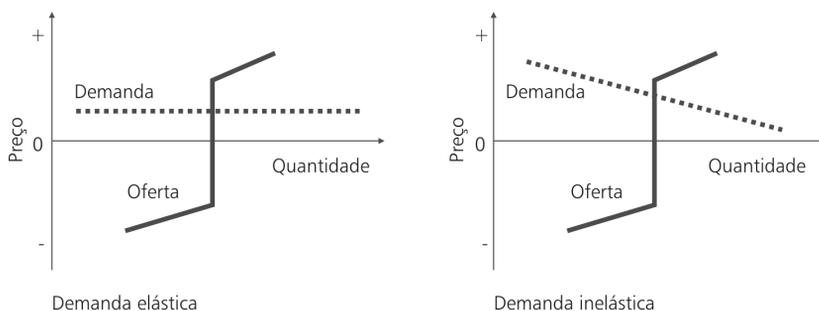


Figura 21 – Gráfico Preço x Oferta para resíduos e Preço x Demanda para o novo produto em um mercado competitivo (VRIJLING, 1991)

Uma forma de romper a limitação de preço é posicionar o produto em um nicho de mercado onde apresente melhor desempenho. No entanto, a demanda nesses nichos tende a ser mais inelástica e o preço fica mais sensível ao crescimento da oferta (VRIJLING, 1991).

É nesta condição de mercado que deverá ser julgada a viabilidade econômico-financeira da reciclagem. A atratividade da reciclagem como negócio será garantida se propiciar rentabilidade ou taxa de retorno superior às alternativas existentes (ROCHA LIMA, 1996; JOHN et al., 1994). O cálculo da taxa interna de retorno em determinado prazo requer a simulação da atividade financeira do empreendimento.

Os fluxos financeiros envolvem:

- a) investimentos iniciais
 - pesquisa e desenvolvimento;
 - de montagem da fábrica;
- b) despesas de custeio
 - custos direto de produção (matérias-primas, incluindo eventual pagamento pelo resíduo, energia);
 - despesas de administração;
 - aluguel;

fundo de reserva;
publicidade;
eventuais incentivos fornecidos para atrair clientes (VRIJLINK, 1991);

c) receitas

preço de mercado descontados os impostos e as margens de venda e distribuição;
eventual pagamento dos custos de reciclagem.

Como o preço de mercado é dado, o objetivo do estudo é verificar o período necessário para o retorno do capital investido a diferentes taxas, conforme exemplo da Figura 22. Os dados de preço desta figura refletem um estudo de caso real de avaliação de viabilidade econômico-financeira dos painéis IPT/IDRC que utilizam cimentos de escória de alto-forno, sem clínquer e resíduos de fibra de coco como reforço (JOHN et al., 1994).

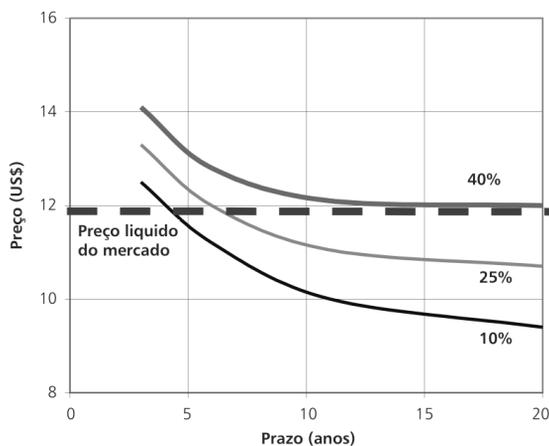


Figura 22 – Determinação do prazo de retorno do investimento a diferentes taxas de retorno para produto com determinado preço líquido de mercado fixo

A análise da sensibilidade a variações dos componentes importantes, como preços de insumos, especialmente do resíduo, e preços de venda do produto, fornece subsídios adicionais para a tomada de decisão.

6.4 Transferência da tecnologia

A reciclagem vai ocorrer apenas se o novo material entrar em escala comercial. Assim, a transferência da tecnologia é uma etapa essencial do processo. Para ela, o preço do produto é importante, mas não é suficiente.

Existem muitas tecnologias que, embora excelentes do ponto de vista do desempenho técnico, nunca chegam ao mercado. Mesmo atualmente, na maioria dos países, inclusive no Brasil, as cinzas volantes e as escórias de alto-forno não são recicladas em sua totalidade. Isso ocorre apesar de estarem sendo exploradas como matérias-primas pela Construção Civil há 50 e 100 anos, respectivamente (CLARKE, 1994). Provavelmente, esses dois resíduos são aqueles que têm sido objeto do maior número de pesquisas e têm suas vantagens ambientais demonstradas de maneira abrangente.

O conceito de *sinergia através de resíduos*, apresentado pelo BCSD-GM (1997), sugere que o sucesso da reciclagem vai depender também da colaboração entre os diversos atores do processo: geradores do resíduo, potenciais consumidores do resíduo, agências governamentais encarregadas da gestão do ambiente e das instituições de pesquisa envolvidas. Em uma abordagem mais simplificada, o projeto de desenvolvimento de painéis de cimentos de escória reforçados com fibras de vidro E, como anteriormente descrito, está sendo realizado através de um *projeto cooperativo*, envolvendo produtores dos resíduos incorporados, fabricantes da matéria-prima complementar, fabricantes de equipamentos de produção, empresas interessadas na produção do material e a universidade. Esta colaboração ou parceria entre os atores deverá ocorrer preferencialmente desde o momento em que a pesquisa for iniciada.

Se a colaboração entre os parceiros é importante, ela não é suficiente. É necessário convencer os consumidores finais e, no nosso caso, projetistas e construtores civis, de que o novo produto apresenta alguma vantagem competitiva e baixos riscos técnicos e ambientais (VRIJLING, 1991). É necessário vencer o presumível preconceito contra materiais de segunda mão ou segunda qualidade (VAN DER ZWAN, 1997), explorando o lado ecológico da reciclagem. Nemers (1997), que realizou para a OECD um estudo internacional sobre reciclagem na pavimentação rodoviária, ressalta o papel das autoridades responsáveis pela regulamentação da construção, que precisam modificar suas normas de forma a admitir o emprego do novo material.

Para Vrijling (1991), “[...] incentivos adicionais ou compartilhamento de risco com os possíveis clientes [...]” podem ser necessários para facilitar a entrada do novo produto no mercado. Ne Mmers (1997) sugere que a realização de aplicações de demonstração, difusão dos conhecimentos através de documentação e publicações devem fazer parte de um plano de transferência da tecnologia.

Naturalmente, a difusão através de documentação e publicação somente será convincente se houver documentação consistente que prove as vantagens do novo

material do ponto de vista técnico e ambiental, e a constância do padrão de qualidade ao longo do tempo. A colaboração na fase de pesquisa e desenvolvimento com uma universidade ou instituto de pesquisas, com reputação de excelência no mercado, certamente auxilia no convencimento de que o produto foi adequadamente desenvolvido. Adicionalmente, a obtenção de um documento de Aprovação Técnica, uma ferramenta de certificação de terceira parte para produtos inovadores, oferece ao consumidor uma garantia de que esta qualidade será mantida ao longo do tempo (HEWLET, 1996).

Para vencer a resistência do mercado, um bom ponto de partida é o Estado utilizar seu poder de compra, estratégia adotada na Holanda (VAN DER ZWAN, 1997).

A transferência de tecnologia é uma das fases mais importantes para o sucesso de todo o processo. Ela deve ser planejada anteriormente. Essas atividades vão significar custos que necessitam ser adequadamente amortizados (VRIJLING, 1991).

7 Conclusões

A transformação de um resíduo em um produto comercial efetivamente utilizado pela sociedade oferece grandes oportunidades para aumentar a sustentabilidade social e ambiental, mas oferece também significativos riscos ambientais e para a saúde dos trabalhadores.

Um processo de pesquisa e desenvolvimento que reduza os riscos ambientais e de saúde e que aumente a probabilidade de um novo produto com resíduo ter sucesso no mercado é tarefa complexa e envolve conhecimentos multidisciplinares. Essa complexidade aponta para a necessidade de desenvolvimentos de projetos de pesquisa na área de reciclagem mais complexos, envolvendo maior número de pesquisadores de diferentes especialidades.

Referências bibliográficas

ANDERSSON, Å. Long-term leaching of environmentally hazardous substances in admixtures, emitted from concrete. In: CONFERENCE SUSTAINABLE BUILDING 2002. **Proceedings...** Oslo, NBRI 2002, artigo 371. (Disponível em CD-ROM)

ANGULO, S. C. **Variabilidade de agregados graúdos de resíduos de construção e demolição reciclados**. 2000. 155 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

BLOEM, P. J. C.; LAMERS, F. L. M.; TAMBOER, L. Leaching behavior of Building materials with by-products under practical conditions. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. Londres: Elsevier, 1994. p. 195-204 (Studies in Environmental Science 60)

BSC-GM (Business Council for Sustainable Development – Gulf of Mexico). **By-product synergy: a strategy for sustainable development**. Austin: WBSC-GM, 1997. 36p.

CARVALHO, J. Análise de Ciclo de Vida ambiental aplicada à Construção Civil: estudo de caso: comparação entre cimentos Portland com adição de resíduos. 2000. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, São Paulo, 2002

CATALFAMO, P.; DI PASQUALE, S.; CORIGLIANO F. Influence of the calcium content on the coal fly ash features in some innovative applications. In: **Waste Material in Construction: Putting Theory into Practice**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier Science B. V., 1997. 886 p. p. 599-602.

CAVALCANTE, J. R.; CHERIAF, M; Ensaio de avaliação para controle ambiental de materiais com resíduos incorporados. In: WORKSHOP RECICLAGEM E REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO. **Anais...** São Paulo: ANTAC, 1996. p. 21-31.

CLARKE, L. B. Applications for coal-use residues: an international overview. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.).

Environmental Aspects of Construction with Waste Materials. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 673-686.

CORNELISSEN, H. A. W. Upgrading and quality improvement of FPA. In: GOUMANS, J.J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Waste Materials in Construction: Putting Theory into Practice.** Amsterdam: Elsevier, 1997. p. 289-300.

DAY, G. S.; WENSLEY, R. Assessing. In: COOK, V. J.; LARRÉCHÉ, J. C.; STRONG, E. C. (Ed.). **Readings in Marketing Strategy.** Readwood: The Scientific Press, 1989. p. 53-73.

DESIMONE, L.; POPOFF, F. **Eco-efficiency: The business Link to Sustainable Development.** Cambridge: MIT Press, 1998. 280 p.

DETR (DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT, TRANSPORT AND THE REGIONS) **A summary of the responses to less waste more value:** the waste strategy consultation paper for England and Wales. Disponível em: <www.environment.detr.gov.uk/wastestrategy/index.html>. Acesso em: 2 fev. 2000.

EKVALL, Tomas; FINNVEDEN, Göran. Allocation in ISO 14041: a critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 9, Issue 3, p. 197-208, June 2001.

ENGELSEN C. J.; LUND, O.; HANSEN, E.; HANSESVEEN, H. Leaching of harmful substances from recycled aggregates in laboratory and field site. In: THE CONFERENCE SUSTAINABLE BUILDING 2002. **Proceedings...** Oslo, NBRI 2002, artigo 216. (Disponível em CD-ROM)

EPA Greenhouse gases and global warming potential values. **Environmental Protection Agency**, Apr. 2002. 16 p.

EUROPEAN COMISSION. **Management of construction and demolition waste.** DG ENV E.3. 2000. Working Document 1. 2000. Disponível em: <http://europa.eu.int/comm/enterprise/environment/index_home/waste_management/waste_management.htm>. Acesso em: 21 jul. 2002.

FONSECA, D. J.; SEALS, R. K.; FELLOWKNAPP, G. M.; METCALF, J. B. Expert system for industrial residuals application assessment. **J Computing in Civil Engineering**, p. 201-205, July 1997.

GEISELER, J. Use of steelworks slag in Europe. **Waste Management**, v. 16, n. 1-3, p. 59-63, 1996.

GLAUMANN, M.; TRINIUS, W. External environmental impact of guildings: the CBE Method. In: INT. CONF. BUILDINGS AND THE ENVIRONMENT, 2., Paris: CSTB, June 1997. p. 75-82.

HAAGENRUD, S. E. **Environmental Characterization including Equipment for Monitoring**. Kjeller: Norwegian Institute for Air Research, 1997. 125 p. (CIB W 80/RILEM 140 PSL SubGroup 2 Report)

HARTLÉN, J. Environmental consequences using residues. In: **Int. Symp. On Bulk "Inert" Waste** (pre-prints of the papers). Leeds: U. Leeds, 21-22 Sept. 1995.

HENDRIKS, C. F. **The building cycle**. Holanda: Aeneas, 2000. 231 p.

HILLIER, S. R.; SANGHA, C. M.; PLUNKETT, B. A.; WALDEN, P. J. Long-term leaching of toxic trace metals from Portland cement concrete. **Cement and Concrete Research**, n. 29, p. 515-521, 1999.

HJELMAR, O. et al. An approach to the assessment of the environmental impacts of marine applications of municipal solid waste. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. London: Elsevier, 1994. p. 835-840 (Studies in Environmental Science 60)

HOHBERG, I.; SCHIESSL, P. Influence of concrete technical parameters on the leaching behaviour of mortar and concrete. In: **Waste materials in construction**. Putting theory into practice. GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). London: Elsevier, 1997. p. 253-258w (Studies on Environmental Science 71)

JANSSEN-JUROKOVIEOVÁ, M.; HOLLMANN, G. G.; SCHUILING, R. D. Quality assessment of granular combustion residues by standard column test: prediction versus reality. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. London: Elsevier, 1994. p. 161-177 (Studies in Environmental Science 60)

JOHN, V. M. **Cimentos de escória ativada com silicatos de sódio**. 1995. 200 f. Tese (Doutorado) - EPUSP, São Paulo, 1995.

JOHN, V. M. **Durabilidade de materiais, componentes e sistemas**. 1987. 120 f. Dissertação (Mestrado) - UFRGS, Porto Alegre, 1987.

JOHN, V. M. Panorama sobre a reciclagem de resíduos na construção civil In: SEM. DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E A RECICLAGEM NA CONSTRUÇÃO CIVIL, 2., 1999, São Paulo, IBRACON. **Anais...** 1999. v. 1. p. 44-55.

JOHN, V. M. Pesquisa e Desenvolvimento de Mercados Para Resíduos In: WORKSHOP RECICLAGEM E REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO. **Anais...** São Paulo: ANTAC, 1996. p. 21-31.

JOHN, V. M.; CAVALCANTE, J. R. **Conclusões**. In: WORKSHOP RECICLAGEM DE RESÍDUOS COMO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO CIVIL. São Paulo, ANTAC. **Anais...** 1996. [sp].

JOHN, V. M.; KRAAYENBRINK, E. A.; WAMELN, J. Van. Upgradeability: An Added Dimension To Performance Evaluation. In: INT. SYMP. APPLICATIONS OF THE PERFORMANCE CONCEPT IN BUILDING, 1996, Tell Aviv. **Anais...** Rotterdam/Haifa: Cib/Technion, 1996. v. 2, p. 3-99.

JOHN, V. M.; AGOPYAN, V.; PECORARO, G.; MONETTI, E. Viabilidade de painéis pré-moldados reforçados com fibras vegetais para habitação popular. In: SIMP. IBERO-AMERICANO SOBRE TÉCNICAS CONSTRUTIVAS INDUSTRIALIZADAS PARA HABITAÇÃO DE INTERESSE SOCIAL, 3. São Paulo, 18-22 out. 1993. **Anais...** São Paulo: IPT/CYTED, 1993 p. 457-466.

KOHLER, G.; KURKOWSKI, H. Optimizing the use of RCA. Disponível em: <http://www.b-i-m.de/public/deutag_remex/kohlerkurkowski.htm>.

LAMERS, F. J. M.; BORN, J. G. P. Upgrading techniques for the quality improvement of municipal waste incineration residues. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 645-654.

LAURITZEN, E. K. The global challenge of recycled concrete. In: DHIR, R. K.; HENDERSON, N. A.; LIMBACHIYA, M. C. (Ed.). **Use of recycled concrete aggregate**. Tomas Telford, 1998. p. 506-519.

LEACH, M. A.; BAUEN, A.; LUCAS, N. J. D. A systems approach to materials flow in sustainable cities: a case study of paper. **J. Environmental Planning and Management**, v. 40, n. 6, p. 705-723, 1997.

LIPPIATT, B. **BEES 1.0 - Building for Environmental and Economic Sustainability - Technical Manual and User Guide**. Gaithersbourgh: NIST 1998.

LUZ, A.B. *et al.* **Tratamento de minérios**. 2ª edição. CETEM/CNPq/MCT. Rio de Janeiro. 1998. 676p.

MACHADO, A. T. Estudo comparativo dos métodos de ensaio para avaliação da expansibilidade das escórias de aciaria. 2000. 135 f. Dissertação (Mestrado) - São Paulo, 2000.

MOSZKOWICZ et al. Models for leaching of porous materials. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Waste materials in construction: Putting theory into practice**. London: Elsevier, 1997. p. 491-500. (Studies on Environmental Science 71)

68

NE MMERS, C. J. Recycling for road improvement. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Waste materials in construction: Putting Theory into Practice**. Amsterdam: Elsevier, 1997. p. 105-114.

NEWELL, Samuel A.; FIELD, Frank R. Explicit accounting methods for recycling in LCI, Resources, Conservation and Recycling, v. 22, Issues 1-2, p. 31-45, Mar. 1998.

ONG, S. K.; KOH, T. H.; NEE A. Y. C. Development of a semi-quantitative pre-LCA tool. **J. Materials Processing Technology**, v. 89-90, p. 574-582, 1999.

PECHIO, M; BATTAGIN, A. F. Estudo do envelhecimento de escórias granuladas de alto-forno. In: CONGR. BRASILEIRO DE CIMENTO, 5., São Paulo. **Anais...** nov. 1999, ABCP. (Em CD-ROM Arquivo 2-23.pdf)

PITARD, F. F. **Pierre Gy's sampling theory and sampling practice: heterogeneity, sampling correctness and statistical process control**. Ed. CRC Press. 2. ed. 1993. 488 p.

QUEBAUD, M. R.; BUYLE-BODIN, F. A reciclagem de materiais de demolição: utilização dos agregados reciclados no concreto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIMENTO (CBC), 5., São Paulo, 1999. **Anais...** São Paulo, 1999. 14 p.

ROCHA LIMA, J. Conceito de taxa de retorno. São Paulo, Escola Politécnica da USP, 1996, 68 p. (Boletim Técnico BT/PCC/158).

SAATY, T. L. The fundamentals of decision making and priority theory with the analytic hierarchy process. v. VI, A HP Series, 1994. 527 p.

SAKAI, S.; HIRAOKA, M. Overview of MSWI residue Recycling by Thermal Processes. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Waste Materials in Construction: Putting Theory into Practice**. Amsterdam: Elsevier, 1997. p. 1-7.

SANTOS, A. D. Estudo dos resíduos de tratamento de esgoto e possibilidades de reciclagem. 2003. Exame de qualificação (Mestrado) - São Paulo, 2003.

SCHUURMANS-STEHMANN, A. M. Environmental life cycle analysis of construction products with and without recycling. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 709-718.

SCHULTZ, R. R.; HENDRICKS, C. F. Recycling of masonry rubble. In: **Recycling of demolished concrete and masonry**. Report of Technical Committee 37-DRC Demolition and Reuse of Concrete (RILEM). T. C. Hansen Ed. London: E & FN Spon, 1996. p. 161-255.

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) **Life-cycle assessment data quality**: a conceptual framework, Florida, USA, 1994.

SWINK, M. L. Tutorial on implementing concurrent engineering in new product development. **J. Operations Management**, n. 16, 1998. p. 103-116.

THE European Alliance for SMC The green FRP Recycling label. Disponível em: <<http://www.smc-alliance.com/welcome/recycling/recycling.html>>. Acesso em: 10 maio 2001.

TUKKER, A.; GIELEN, D. J. A concept for the environmental evaluation of waste management benefits. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. London: Elsevier, 1994. p. 737-748. (Studies in Environmental Science 60)

VAN DER SLOOT, H. A. et al. Intercomparison of leaching tests for stabilized waste. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. London: Elsevier, 1994. p. 161-177. (Studies in Environmental Science 60)

VAN HERCK et al. Application of computer modelling to predict the leaching behaviour of heavy metals from MSWI fly ash and comparison with a sequential extraction method. In: GOUMANS, J. J.; SENDEN, G. J.; VAN DER SLOOT, H. A. (Ed.). **Waste materials in construction**. Putting theory into practice. London: Elsevier, 1997. p. 481-490. (Studies on Environmental Science 71)

VAN LOO, W. Closing the concrete loop: from reuse to recycling. In: DHIR, R. K.; HENDERSON, N. A.; LIMBACHIYA, M. C. (Ed.). **Use of recycled concrete aggregate**. Tomas Telford, 1998. p. 83-97.

VAN DER SLOOT, H. A.; HEASMAN, L.; QUEEVAUVILLER, P. H. **Harmonization of leaching/extraction tests**. London: Elsevier, 1997. 281 p.

VIRJLING, J. K. An economic model for the successful recycling of waste materials. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Waste Materials in construction**. London: Elsevier, 1991. p. 601-618.

WAHLSTRÖM, M. et al. Leaching of organic contaminants from contaminated soils and waste materials. In: GOUMANS, J. J.; VAN DER SLOOT, H. A.; AALBERS, G. (Ed.). **Environmental Aspects of Construction with Waste Materials**. London: Elsevier, 1994. p. 257-270. (Studies in Environmental Science 60)

WBCSD (WORLD BUSSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT) **Eco-Efficiency and Cleaner Production: Charting the Course to Sustainability**. 1998. 18 p.

