



CO-INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS EM FORNOS DE CIMENTO: PROBLEMAS E DESAFIOS

Bruno Milanez

Resumo

Neste artigo, argumento que, devido à vulnerabilidade institucional das agências ambientais e à limitada capacidade técnica encontradas nos países periféricos, nessas regiões ainda não se deve considerar a co-incineração de resíduos industriais em fornos de cimento como uma atividade adequada do ponto de vista social e ambiental. Esse argumento é baseado em uma extensa revisão bibliográfica sobre co-incineração, e apresentado em três etapas. Primeiramente, analiso a literatura sobre co-incineração em fornos de cimento em países industrializados e mostro que, mesmo nesses locais, a co-incineração ainda apresenta incertezas e riscos para o meio ambiente e para a população que vive no entorno das plantas industriais. Em um segundo momento, discuto os problemas de saúde ocupacional e ambiental da produção de cimento em países periféricos. Esses exemplos são ainda complementados pela descrição de algumas experiências de co-incineração em países periféricos realizadas por agências de desenvolvimento internacional. Todos os casos descritos sugerem que as empresas de cimento nos países periféricos dificilmente têm capacidade técnica de garantir o funcionamento adequado dos seus equipamentos para a queima de resíduos. Por fim, avalio em mais detalhes, a realidade da co-incineração no Brasil: comento o crescimento recente dessa prática no país, comparo aspectos da legislação nacional com a experiência de países industrializados, e analiso alguns casos descritos na literatura nacional que mostram práticas inadequadas de diferentes empresas. Concluo o artigo defendendo a necessidade de um fortalecimento institucional das agências ambientais e dos canais de participação social, para que estado, empresários e sociedade possam reavaliar e rediscutir a os riscos e as incertezas da co-incineração de resíduos industriais em fornos de cimento no Brasil.

Palavras chaves: resíduos industriais, co-incineração, co-processamento, cimento, saúde ambiental.

1 Introdução

Neste artigo, questiono a capacidade das empresas de cimento e das agências ambientais nos países periféricos em geral (e no Brasil em particular) de garantir que a co-incineração de resíduos seja feita de forma a não colocar em risco a saúde da sociedade e a qualidade do meio ambiente. Essa argumentação é baseada na constatação de que, nesses países, comumente, procedimentos não são seguidos corretamente e sistemas de controle ambiental não funcionam de forma adequada, implicando em problemas de saúde ocupacional e ambiental.

A combustão em fornos de cimento é um processo complexo, que envolve diversas reações químicas (muitas das quais não estão totalmente explicadas ou compreendidas). Esse processo torna-se ainda mais complicado, quando vários resíduos (com diversos níveis de toxicidade) são usados como matéria prima (Maringolo, 2001). Essa maior complexidade se deve não apenas ao aumento do número de compostos presentes (cujas variedades e concentrações nem sempre são conhecidas totalmente), mas também à elevada possibilidade de reações químicas que

podem ocorrer entre eles (Breivik et al., 2004). Dessa forma, empresas que apresentam dificuldades em controlar a quantidade de material particulado emitido, dificilmente terão capacidade de garantir o nível de emissão de poluentes mais sutis, como dioxinas, furanos e sais de metais pesados.

Para apresentar esse argumento, divido o artigo em cinco partes. Primeiramente, apresento alguns conceitos básicos, explicando os fundamentos técnicos dos processos de produção de cimento e de co-incineração e apresentando seus principais impactos ambientais. Em seguida discuto a co-incineração em países industrializados e argumento que, nesses países, apesar de sua maior capacidade tecnológica e institucional, a co-incineração também cria situações de risco para a população e meio ambiente. Quando abordo a situação em países periféricos, apresento três perspectivas diferentes: questões de saúde ocupacional da produção de cimento, problemas de saúde ambiental nas regiões próximas a essas fábricas, e experiências de co-incineração com apoio de agências internacionais. Depois, apresento um pouco do cenário da co-incineração no Brasil, indicando aspectos econômicos e legais e descrevendo dois estudos de caso que mostram empresas operando de forma inadequada, sem que as agências ambientais intervenham de forma efetiva. Por fim, concluo o artigo propondo a necessidade de se fortalecer institucionalmente as agências ambientais e os mecanismos de controle social, para que se re-avalie no país as supostas vantagens da co-incineração.

2 Conceitos iniciais

2.1 A produção de cimento e a co-incineração

A produção do cimento se inicia com a extração da matéria prima, sendo o calcário seu principal componente. Depois de moído, o calcário é misturado a outros insumos, como argila, óxido de ferro e óxido de alumínio, a essa mistura dá-se o nome de farinha crua. Essa mistura é encaminhada para os fornos, onde é aquecida a temperaturas entre 1.200 e 1.500 °C, ocorrendo a fusão parcial do material e a formação dos grânulos de clínquer. Este material é resfriado, misturado com outros aditivos (como gesso e escoria de alto forno) e moído, dando origem ao cimento. (Achternbosch, et al., 2003; Santi, 2003).

Devido à necessidade de se alcançar altas temperaturas, a produção de cimento depende fundamentalmente de energia. Tradicionalmente, utilizam-se combustíveis fósseis, como carvão, óleo combustível e coque de petróleo. A co-incineração de resíduos é uma tentativa de reduzir o uso de tais combustíveis. Neste processo, resíduos são adicionados à matéria prima substituindo, em parte, os combustíveis ou a própria matéria prima virgem (Porto & Fernandes, 2006). Para tanto, os resíduos precisam ser triturados (quando sólidos) e misturados de forma a adquirir algumas propriedades (principalmente do ponto de vista de teor calorífero) semelhantes aos combustíveis normalmente usados. Esse coquetel de resíduos, chamado genericamente de *blend*, é então misturado à matéria prima, ou adicionado nos fornos por algum sistema específico de alimentação. Uma primeira parte dos poluentes é destruída pelas altas temperaturas, uma segunda parte incorporada ao clínquer e há ainda uma terceira parte que é dispersa juntamente com as emissões atmosféricas, causando diversos impactos sobre o meio ambiente e a saúde das pessoas que entram em contato com esses materiais.

2.2 Rotas de dispersão de poluentes

Nesta seção serão discutidas as duas principais rotas de dispersão do material poluente da produção de cimento e da co-incineração, as emissões atmosféricas e “inertização” no clínquer. A co-incineração de resíduos em fornos de cimento gera uma grande variedade de

emissões atmosféricas, incluindo NO_x , SO_x , CO, CO_2 , compostos orgânicos voláteis, metais pesados, amônia e cloro (Santi, 2003). Como os fornos de cimento são desenhados para a produção de cimento e não para a queima de resíduos (Achterbosch, 2003) existem mais incertezas quanto à capacidade dos sistemas de controle ambiental evitarem a emissão de materiais mais tóxicos (como dioxinas, furanos e sais de metais pesados). Outro problema sério, com relação às emissões atmosféricas, é o material particulado, pois se as partículas não forem retidas pelos filtros, elas podem ser inaladas ou ingeridas pelas pessoas (Schuhmacher et al., 2002). Com relação aos metais mais inertes, eles são incorporados ao clínquer, sendo “inertizados” no cimento; entretanto, ainda há incertezas quanto a possíveis problemas de saúde ocupacional para as pessoas que inalam ou entram em contato constante com o pó de cimento.

A emissão de CO_2 é um processo inerente à produção de cimento, uma vez que, durante a calcinação do calcário, ocorre a descarbonatação do carbonato de cálcio (CaCO_3), que é transformado em óxido de cálcio (CaO), liberando CO_2 (Maringolo, 2001). Além disso, como mencionado anteriormente, é uma atividade que utiliza intensamente combustíveis fósseis, o que eleva consideravelmente essa emissão. Embora se afirme que a co-incineração é uma estratégia para se reduzir o uso desses combustíveis, muitos dos resíduos, tais como pneus e solventes, são também derivados de petróleo e sua queima também contribui de forma negativa para o processo de mudanças climáticas.

Ainda considerando emissões atmosféricas, a co-incineração aumenta o risco de emissão de alguns poluentes orgânicos persistentes, em particular, dioxinas e furanos. Estudos indicam uma forte relação entre a exposição crônica a estes poluentes e o aumento da incidência de câncer, problemas reprodutivos, deficiência imunológica e disfunção do sistema endócrino (Assunção & Pesqueiro, 1999; Sweetman, 2004). Como essas substâncias se acumulam na gordura, sua concentração aumenta ao longo da cadeia alimentar e, por esse motivo, ainda há muitas dúvidas sobre as quantidades consideradas seguras para sua emissão.

Não se sabe ao certo se as dioxinas e furanos já estão presentes nos resíduos, se são produzidas devido à presença de precursores (como a bifenila policlorada e os benzenos clorados), ou se são formadas a partir de compostos não diretamente considerados perigosos (como hidrocarbonetos clorados, íons de cloreto inorgânico ou plásticos) (Assunção & Pesqueiro, 1999). Embora as temperaturas dos fornos de cimento sejam suficientes para destruir as dioxinas e furanos, existe a possibilidade desses compostos se formarem novamente no processo de resfriamento dos gases (Sweetman, 2004). Dessa forma, os fornos de cimento são considerados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos uma das maiores fontes de poluentes atmosféricos perigosos, incluindo dioxinas e furanos (Sidhu, 2001). A geração de dioxinas e furanos depende não apenas dos materiais utilizados como insumo, mas também das condições operacionais (temperatura, oxigênio disponível, tempo de queima etc.) da co-incineração (Santi, 2003). Erros na mistura de insumos ou no controle das operações podem, portanto, prejudicar o processo de combustão, gerando emissões altamente tóxicas (Sidhu, 2001).

Um terceiro problema referente à produção de cimento e à co-incineração, diz respeito ao fluxo dos metais pesados presentes na matéria prima, nos combustíveis e nos resíduos tratados. Os metais não são destruídos durante a co-incineração, mas sim redistribuídos através das emissões atmosféricas, cinzas, material particulado, clínquer e produtos de cimento (Legator et al., 1998). O comportamento dos diferentes metais dentro do forno de cimento, depende do seu grau de volatilidade. Metais mais voláteis, tais como Hg e Tl, são

emitidos juntamente com os gases pela chaminé principal do forno; como a maioria das plantas de cimento não possui equipamentos para controles de vapores de sais metálicos eles acabam se dispersando no ambiente. Metais semi-voláteis (por exemplo, Cd, Pb, Sb e Se) ficam “presos” em ciclos de concentração dentro do forno, uma vez que são volatilizados onde as temperaturas são mais elevadas, e voltam a se condensar próximos às chaminés, onde as temperaturas não são tão altas. Dependendo da concentração atingida, parte desses materiais pode ser incorporada ao clínquer, enquanto outra parte é liberada para o ambiente através dos sistemas de purga. Os metais não voláteis (As, Cr, Cu, Ni) normalmente são incorporados ao clínquer (Santi, 2003).

O cimento, independente de ser fabricado com uso da co-incineração, possui uma pequena quantidade desses metais em sua composição. Comumente chamados de elementos traço, eles teriam origem nas impurezas dos combustíveis fósseis e das matérias primas. Entretanto, conforme mostrado na Tabela 1, a prática da co-incineração pode aumentar significativamente a concentração desses materiais no cimento ou no pó de eletrofiltro. Como o pó eletrofiltro normalmente é também incorporado à farinha crua, os metais retidos no sistema de controle ambiental, retornam aos ciclos descritos acima.

Tabela 1: Composição química de pó de eletrofiltro e de clínquer em operação somente com matéria prima virem (branco) e com a adição de 30% de resíduos.

Elemento	Unidade	Pó de eletrofiltro		Clínquer	
		Branco	Resíduos	Branco	Resíduos
As	ppm	6,2	7,3	4,9	5,6
Cd	ppb	100	408	18	62
Co	ppm	4,3	11,5	2,8	17,0
Cr	ppm	36	41,6	54,5	99,2
Hg	ppb	780	964	70	72
Mn	%	0,02	0,03	0,08	0,04
Ni	ppm	21,0	32,1	21,6	61,3
Pb	ppm	12,4	118,7	5,7	4,1
Sb	ppb	142	90	75	54
Se	ppb	1,8	6,9	N/d	0,3
V	ppm	31,2	35,2	45,2	64,3

Fonte: Maringolo, 2001.

Os estudos que vêm sendo realizados sobre o aumento de concentração de metais pesados no cimento buscam, usualmente, verificar os impactos sobre a qualidade do cimento final (Maringolo, 2001). Entretanto, não apenas os funcionários das cimenteiras, mas também trabalhadores da construção civil, entram em contato com esse material, aspirando grande quantidade de partículas de cimento. Poucas pesquisas, todavia, vêm sendo realizadas para mensurar o impacto da inalação desse material rico em metais pesados sobre a saúde das pessoas. Winder & Carmody (2002) estudaram as causas da dermatite por contato em trabalhadores da construção civil. Esta doença, que pode aparecer por exposição crônica a

diferentes componentes, caracteriza-se por sensações de coceira, irritação e queimação. Os autores concluíram que a causa de tal problema não era apenas o caráter alcalino do cimento, mas também a ação irritante do cromo IV e do cromo VI, comumente encontrados no cimento (e em maior quantidade quando produzido a partir de processos de co-incineração).

Dessa forma, pode-se argumentar que o processo de co-incineração não destrói todos os poluentes presentes nos resíduos. Alguns materiais podem ser transformados em novos poluentes, como as dioxinas e furanos, e emitidos para o ambiente. Outros, como no caso dos metais, podem ser dispersos na forma de vapores, partículas ou mesmo produto final.

3 A co-incineração nos países industrializados

Uma vez identificados os principais aspectos ambientais da produção de cimento e da co-incineração, nesta seção descrevo como essas práticas têm impactado a saúde das pessoas e a qualidade ambiental em países industrializados. De uma forma geral, os países usados nesses exemplos (Alemanha, Inglaterra e Estados Unidos) poderiam ser descritos como detentores de alta capacidade tecnológica, de sistemas eficazes de controle ambiental e de legislação ambiental rigorosa. Além disso, uma elevada escolaridade e disponibilidade de técnicos bem treinados diminuiria a chance de operação incorreta dos equipamentos. Apesar dessa situação “ideal”, mesmo nesses locais a co-incineração ainda coloca em risco o meio ambiente e a saúde da população.

Um dos principais casos de contaminação por co-incineração ocorreu na cidade de *Lengerich* (cerca de 20 mil habitantes), na Alemanha, devido à emissão de material particulado contaminado por tálio. Nas fábricas de cimento, o tálio costuma ser emitido juntamente com partículas finas de poeira, sendo liberado durante a queima de combustíveis fósseis. Em *Lengerich*, a emissão de tálio foi muito superior ao esperado depois que a empresa começou a utilizar refugo de pirita como fonte de óxido de ferro (Kazantzis, 2000). Análises posteriores mostraram que esse refugo possuía uma concentração de cerca de 400 ppm de tálio (Dolgnier et al., 1983).

No caso de *Lengerich*, a principal rota de intoxicação foi através da contaminação das hortas domésticas por partículas contaminadas por tálio. Estudos mostraram que as plantas e solos no raio de 2 km da fábrica apresentavam maior quantidade de tálio e as pessoas que moravam a essa distância demonstraram concentração de tálio no organismo mais elevada do que os grupos controle. Os sintomas identificados foram parestesia (sensações cutâneas subjetivas vivenciadas na ausência de estímulos), dores musculares, fadiga, dor de cabeça, náusea e distúrbios do sono. Existem registros de efeitos teratogênicos (danos a embriões) causados por tálio em algumas espécies animais. Na cidade de *Lengerich*, foi percebida uma maior frequência de má-formação congênita do que o esperado, entretanto, os dados disponíveis não permitiram demonstrar uma clara relação de causalidade entre esses acontecimentos e a contaminação por tálio (Brockhaus et al., 1981; Dolgnier et al., 1983).

Estudos a respeito do impacto da co-incineração sobre a saúde das pessoas também vêm sendo realizados nos Estados Unidos. Legator et al. (1998) realizam uma pesquisa sobre doenças respiratórias comparando uma amostra da população de *Midlothian*, no Texas, com uma amostra da população de *Waxahachie*, localizada a 12 km de distância. Os autores escolheram *Midlothian* pela cidade sediar uma empresa siderúrgica e três cimenteiras, duas das quais haviam sido as principais co-incineradoras de resíduos tóxicos nos Estados Unidos, entre 1989 e 1996. Para seu trabalho, os autores apresentaram questionários sobre 12 tipos diferentes de problemas de saúde (problemas digestivos, endócrinos, cardiovasculares etc.).

Dentre os 12 grupos de perguntas, apenas as questões relativas a problemas respiratórios apresentaram co-relação com o local de moradia, havendo maior incidência de problemas entre os moradores de *Midlothian*. Os problemas mais comumente indicados foram falta de ar, com 18% (contra 5% em *Waxahachie*), bronquite com 11% (2%) e tosse persistente com 15% (5%).

Resultados semelhantes foram encontrados por Ginns & Gatrell (1996), que comparam a ocorrência de doenças respiratórias entre as crianças que viviam próximas à fábrica de cimento de *Ribble Valley*, em *East Lancashire* (Inglaterra), e aquelas que moravam entre 9 e 19 km da planta. Essa fábrica se caracteriza pelo fato de substituir 50% do carvão por “combustível líquido reciclado”, um coquetel de alto teor calórico, composto por resíduos perigosos, resíduos de solventes e outros hidrocarbonetos. Os resultados da pesquisa indicam que a diferença da ocorrência de dor de garganta e congestionamento nasal entre as crianças das duas localidades é estatisticamente significativa, sendo superior na proximidade da empresa. Os autores, entretanto, não obtiveram diferenças relevantes para os casos de asma.

As pesquisas apresentam algumas limitações de método, por exemplo, nos casos de *Midlothian* e de *Ribble Valley* não existem estudos que comparem a situação antes e depois do início da co-incineração, portanto, não se pode afirmar se a maior incidência de doenças surge pela “simples” poluição das fábricas de cimento, ou pela co-incineração. De qualquer forma, elas mostram uma forte relação de atividades de produção de cimento e co-incineração com condições inadequadas de saúde ambiental. A partir de tais experiências, pode-se argumentar que mesmo em países industrializados, atividades de produção de cimento têm um impacto negativo sobre a saúde da população, que tendem a ser potencializadas pelo aumento da concentração de poluentes gerados pela co-incineração.

4 A produção de cimento e a co-incineração nos países periféricos

Os estudos sobre países industrializados concentraram-se nos impactos das atividades de produção de cimento e co-incineração sobre a população residente nas proximidades das unidades produtivas. Nesta seção, discuto essas atividades não apenas do ponto de vista da população, mas também considerando impactos sobre os trabalhadores das cimenteiras. Como os estudos encontrados não especificam se as empresas praticavam co-incineração, complemento a seção descrevendo alguns testes de co-incineração de resíduos em países periféricos.

4.1 Estudos de saúde ocupacional

Os estudos sobre saúde ocupacional mostram as condições precárias com que as empresas de cimento funcionam nos países periféricos, onde funcionários trabalham sem equipamento de proteção individual e em ambientes inadequados. Dentro desse contexto, surgem situações de grande exposição a fatores de risco, que se tornam problemas de saúde.

Mwaiselage (2005) apresenta um estudo do grau de exposição dos trabalhadores à poeira de cimento em uma fábrica em *Dar es Salaam*, na Tanzânia. O autor mediu a concentração de material particulado em diferentes locais da fábrica, encontrando quantidades acima do limite de exposição de 10 mg/m³ em 39% das amostras. Essa exposição era principalmente elevada próxima aos guindastes (91,7% das amostras), moinhos (84,6%) e embalagem (76,5%). O autor menciona que a fábrica não possui equipamentos de controle de particulados, tais como exaustores e humidificadores. Além disso, apesar dos empregados receberem equipamentos de proteção individual, eles não são usados adequadamente.

Yang et al. (1996) não apenas mensuram a quantidade de material particulado, mas também verificam os efeitos dessa exposição na saúde dos trabalhadores. Sua pesquisa foi realizada em uma empresa localizada na cidade de *Kaohsiung*, em Taiwan. Durante a pesquisa buscou-se comparar condições de saúde dos funcionários que trabalhavam em áreas expostas (manutenção, guindaste, preparo de matéria prima, moinhos e embalagem) e dos trabalhadores considerados não expostos (contadores, pessoal de laboratório, almoxarifes, pessoal de refeitório). Foi identificado que a concentração média de poeira nos locais expostos era de $3,58 \text{ mg/m}^3$, enquanto que nas áreas controle, ela ficava em torno de $0,41 \text{ mg/m}^3$. Ao longo da pesquisa foi ainda possível verificar estatisticamente que os trabalhadores expostos apresentavam maior incidência de tosse, fleuma, dispnéia e respiração ofegante.

Uma situação semelhante foi descrita por Al-Neaimi et al. (2001) nos Emirados Árabes Unidos. Os autores comentam que não havia sistemas de controle de particulados e que a poeira de cimento se dispersava por toda a fábrica. Eles notam que os funcionários não eram plenamente qualificados, que trabalhavam sem o treinamento apropriado e que não utilizavam equipamento de proteção individual corretamente. Quando eles comparam a incidência de doença respiratórias dos funcionários da empresa com trabalhadores do comércio varejista (grupo controle), encontram uma frequência muito maior de problemas de saúde naqueles que trabalham com cimento. Entre esses, a tosse prolongada aparece em 30% dos casos (contra 10% no grupo controle), sinusite em 27% (11%), fleuma em 25% (5%) e dispnéia em 21% (5%).

Em uma pesquisa realizada na Lituânia, Smailyte et al. (2004) comparam a taxa de incidência de câncer de pulmão e de bexiga em trabalhadores da indústria de cimento expostos ao material particulado, com a média da população. Os autores encontram co-relação positiva para os dois casos de tumores e atribuem o surgimento da doença à presença do cromo no material particulado.

4.2 Estudos de saúde ambiental

Além dos estudos específicos de saúde ocupacional, alguns pesquisadores têm se voltado para avaliar os impactos da produção de cimento na saúde das populações que vivem próximas às fábricas de cimento em países periféricos. Assim como nos casos de saúde dos trabalhadores, esses trabalhos mostram diversos impactos negativos sobre a qualidade de vida dessas pessoas.

Al-Khashman & Shawabkeh (2006) avaliam a contaminação de uma fábrica de cimento localizada próxima a uma área residencial na cidade de *Qadisiya*, na Jordânia. Os pesquisadores encontraram maior concentração de metais na área próxima à empresa, especialmente de ferro, chumbo, zinco e cádmio. Em *Sagamu*, na Nigéria, Gbadebo & Bankole (2007) estudaram a dispersão e as características da poeira emitida por uma fábrica de cimento. Esses autores identificam uma quantidade de material particulado muito acima do permitido nas imediações da fábrica e verificam que as amostras de ar apresentam elevadas concentrações de diferentes metais, principalmente, arsênio, chumbo e cobalto.

Também em *Sagamu*, Abimbola et al. (2007) fizeram uma pesquisa sobre a qualidade do ar e seus efeitos sobre a saúde da população. Amostras de poeira apresentam uma grande concentração de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco, cuja presença é atribuída às emissões da fábrica de cimento. Os autores ainda avaliam os registros médicos do hospital local e identificam uma elevada incidência de doenças relativas a metais pesados, em particular

aquelas ligadas à inalação de tais materiais. Apesar de não terem conseguido demonstrar estatisticamente a ligação entre a poluição do ar e a frequência das doenças, os autores concluem que a co-relação entre essas duas variáveis não deve ser considerada mera coincidência.

Yang et al. (2003) realizaram um estudo envolvendo mais de 17.000 mães na cidade de *Kaohsiung*, em Taiwan. Segundo essa pesquisa, as mulheres que moram dentro de um raio de 2 km da fábrica têm maior probabilidade de ter filhos prematuros do que aquelas que moram entre 2 e 4 km. Apesar dos autores não estudarem os impactos diretos na saúde dos bebês, eles alertam que crianças prematuras possuem maior chance de apresentar problemas de saúde.

No Brasil, alguns estudos foram realizados ao norte da região metropolitana de Belo Horizonte (MG), conhecida como “Região do Calcário”. Filogônio (1986 apud Santi, 2003) identificou maior incidência de doenças respiratórias (tosse constante, dispnéia e rinorréia) e menor função respiratória nas crianças que moravam no centro do município de Pedro Leopoldo (sob influência de uma fábrica de cimento) do que nas crianças que moravam no distrito de Fidalgo. Duarte e Mendes (1997 apud Santi, 2003) estudaram as causas de doenças alérgicas em crianças atendidas pela rede pública de saúde no mesmo município. Os pesquisadores encontraram maior frequência de bronquite e asma, sendo esses casos mais comuns também no bairro central de São Leopoldo. Por falta de dados referentes à qualidade do ar, os autores não conseguiram identificar uma co-relação clara entre condicionantes ambientais e as doenças.

4.3 Estudos sobre “co-incineração controlada”

Como os estudos mencionados na seção anterior não especificam se as empresas também co-incineravam resíduos, nesta seção, apresento alguns casos específicos de co-incineração. Esses estudos foram desenvolvidos por pesquisadores de países industrializados que acompanhavam testes de queima de resíduos em países periféricos. Os relatórios indicam que, apesar das precauções e procedimentos especiais adotados, alguns problemas surgiram causando, em alguns casos, redução do controle das operações.

A Agência de Desenvolvimento Internacional dos Estados Unidos (USAID) acompanhou no Paquistão a co-incineração de um *blend* formado por nove diferentes tipos de agrotóxicos organofosforados e três tipos de organoclorados. Entretanto, o *blend* não formou uma mistura homogênea, criando uma lama que dificultou o bombeamento correto dos resíduos para o forno. Apesar das análises posteriores não terem identificado resíduos de agrotóxicos no clínquer e no material particulado, a emissão de HCl ficou acima das normas e a eficiência de remoção e destruição estabelecida não foi atingida (Huden, 1990 apud Karstensen et al., 2006).

Em um projeto da Agência de Cooperação Técnica da Alemanha (GTZ), na Tanzânia, um forno de cimento foi usado para co-incinerar 4,6-Dinitro-o-cresol (DNOC), outro agrotóxico considerado altamente perigoso. Por causa da toxicidade do material, foi construído um sistema especial para alimentação automática e os funcionários receberam treinamento específico e equipamento de proteção individual. Durante a queima, os técnicos não conseguiram manter constante a temperatura do forno; além disso, foram identificados problemas no sistema de alimentação de agrotóxico, como vazamentos e entupimentos. Por fim, a energia foi interrompida várias vezes e a alimentação de matéria prima apresentou vários defeitos (Schimpf, 1998).

Em outro projeto, técnicos da GTZ estudaram a geração não intencional de dioxinas e furanos nas atividades de co-incineração. Nesse caso, ração de cachorro vencida foi utilizada como resíduo. Esse combustível “alternativo” possuía 1,28% de cloro, o que seria suficiente para comprovar a geração ou não de produtos organoclorados. As quantidades de dioxinas e furanos gerados estiveram abaixo dos padrões, porém, falhas no sistema de alimentação interromperam os testes diversas vezes, causando o aumento de concentração de CO e obrigando os técnicos a usarem os sistemas de purga. Como as amostras de gases somente foram feitas uma hora após o sistema entrar em regime, não foi possível verificar até que ponto as constantes quebras aumentavam a quantidade de poluentes emitidos (Schimpf, 2005).

Em outra experiência, testes foram feitos para a queima dos agrotóxicos fenobucarb e fipronil no Vietnã. O objetivo dos testes foi, principalmente, verificar a eficiência de remoção e destruição do forno de cimento. Para o teste, especialistas europeus supervisionaram os trabalhos, e pesticidas específicos foram escolhidos. A destruição dos agrotóxicos ocorreu de forma satisfatória, porém os técnicos calcularam errado o poder calorífero dos mesmos, superaquecendo os queimadores e emitindo uma quantidade de NO_x maior do que o limite permitidos (Karstensen et al., 2006).

Os casos relatados nos países periféricos, portanto, mostram a situação precária na qual operam as empresas de cimento. As condições normais de trabalho descritas nas seções 4.1 e 4.2 apresentam empregados não qualificados, ausência de equipamentos de proteção individual e controle ineficaz de emissão material particulado. Esse contexto resulta em uma maior incidência de problemas de saúde entre os trabalhadores expostos e a população que vive próxima às unidades produtivas. Mesmo em “situações especiais”, como os testes de queima realizados em parceria com agências internacionais, falhas diversas (vazamento de resíduos, quebra do sistema de alimentação, instabilidade do abastecimento de energia, preparo inadequado de matéria prima) mostram que as empresas não conseguem garantir que as operações ocorram de forma totalmente segura. Esse cenário sugere que, uma vez difundida a prática de co-incineração nos países periféricos, muito provavelmente, haverá um aumento da toxicidade das emissões atmosféricas e do material particulado, sem garantias do total controle dessas emissões pelas empresas, acarretando em problemas ainda mais sérios de poluição ambiental e saúde pública.

5 A co-incineração no Brasil

Nas seções anteriores, avalei a co-incineração de uma forma geral, utilizando artigos sobre os impactos da produção de cimento e da co-incineração sobre a saúde dos trabalhadores e da população que vive próxima às unidades produtivas. Nesta seção, procuro descrever, em maiores detalhes, a situação indústria do cimento no Brasil e como a co-incineração vem se consolidando no país. Dessa forma, a seção é dividida em três partes: primeiro apresento algumas características da indústria de cimento brasileira e mostro como a co-incineração surge, fundamentalmente, como uma estratégia para melhorar o desempenho econômico do setor; em seguida descrevo algumas fragilidades legais na regulação da co-incineração no Brasil; por fim apresento dois estudos de caso, que sugerem que a co-incineração não vem sendo feita de forma adequada por algumas empresas e que as agências ambientais não têm tido capacidade institucional de garantir o cumprimento das normas existentes.

5.1 A “necessidade” da co-incineração

A indústria cimenteira caracteriza-se por ser um setor de capital intensivo e com barreiras significativas à entrada de novos concorrentes, facilitando, assim, a formação de oligopólios. No Brasil, o principal grupo do setor é a Votorantim, que detém 41% da produção nacional; as demais empresas importantes são João Santos, com 13%, Cimpor (Portugal), com 10% do mercado, Holcim (Suíça) e Camargao Corrêa, com 8% cada, e o grupo Lafarge (França) com 6%. As demais empresas, juntas, somam 14% da produção de cimento nacional (SNIC, 2007).

Conforme apresentado na Ilustração 1, o desempenho do setor cimenteiro sempre esteve fortemente relacionado com o nível de crescimento econômico do país. Após o “milagre econômico” dos anos 1970 e da década “perdida” a partir de 1980, as empresas voltaram a crescer com o plano real no início da década de 1990. Apesar de ter havido uma desaceleração a partir de 2000, o setor parece estar voltando a uma nova etapa de crescimento depois de 2005. Mudanças conjunturais recentes, como o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), parecem estar ampliando as oportunidades de negócio do setor cimenteiro e devem aumentar a demanda pelo cimento no país.

Atualmente, um dos principais problemas enfrentados pela indústria cimenteira vem sendo sua elevada capacidade ociosa. Em 2003, a capacidade instalada do setor encontrava-se entre 54 milhões de toneladas (Maringolo, 2004) e 60 milhões de toneladas (Cunha & Fernandez, 2003). Porém, a produção nunca ultrapassou o marco de 40 milhões de toneladas, o que significaria uma capacidade ociosa aproximada de 33%. Para as empresas, um dos principais aspectos negativos de tamanha capacidade ociosa é a manutenção dessa infra-estrutura e os respectivos custos fixos, que reduziriam o desempenho financeiro do setor.

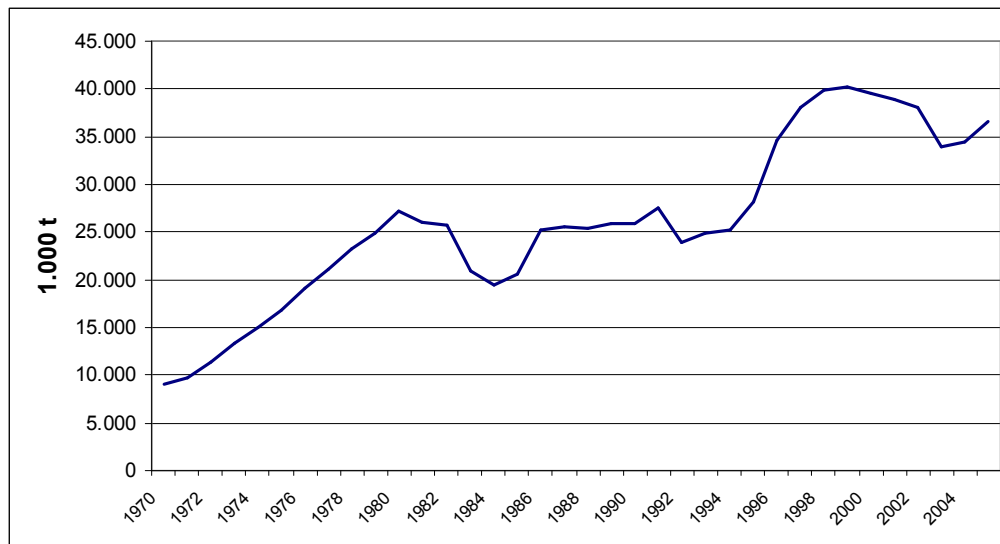


Ilustração 1: Produção de cimento portland no Brasil (SNIC, 2005).

Além do desafio de aumentar o uso das instalações existentes, outra questão da indústria de cimento é a sua alta demanda por energia; por exemplo, em 2005, o setor foi responsável por 1,4% de toda a energia consumida no Brasil (MME & EPE, 2006). Como forma reduzir essa dependência, as principais estratégias adotadas vêm sendo o aumento da eficiência energética

e a substituição de combustíveis. Ao longo do tempo, as empresas vêm investindo em mudanças de processo e novas tecnologias e obtendo resultados significativos no aumento de sua eficiência energética. Nos últimos vinte anos, o setor conseguiu reduzir a intensidade energética do cimento¹ de 0,102 tep/t (1985) para 0,076 tep/t (2005), o que representa ganhos da ordem de 25% (MME & EPE 2004; 2006). Além dos investimentos em eficiência, as empresas têm também buscado modificar suas fontes de energia. Conforme apresentado na Ilustração 2, principalmente motivada pela questões de custo, a indústria de cimento conseguiu transferir sua dependência de óleo combustível, que representava 91% da energia em 1970, para o coque de petróleo, responsável por 66% da energia em 2005. A ilustração, também mostra o aumento recente de “outras fontes” (que incluem os resíduos encaminhados para co-incineração), que saltam de 2% em 1995 para 10% em 2005.

Como pequenos ajustes são necessários para a realização da co-incineração, as empresas cimenteiras podem oferecer este serviço a preços bastante competitivos. No estado de São Paulo, a disposição em aterros para resíduos sólidos perigosos custa entre 200 e 400 R\$/t e o tratamento em incineradores entre 500 e 3.000 R\$/t, entretanto, o custo da co-incineração fica entre 150 e 800 R\$/t (Komatsu, 2004). Dessa forma, o setor de co-incineração vem ganhando crescente mercado no país; no período 1991-2003, foram co-incinerados, em média, 125 mil t por ano; entretanto, em 2004, o total chegou a 400 mil t de resíduos (ABCP, 2004).

Considerando a situação da indústria do cimento, com grande capacidade ociosa e necessidade de uso de combustíveis mais baratos, a co-incineração surgiu como uma grande oportunidade de negócio para o setor. Em primeiro lugar, as empresas de cimento reduzem custos operacionais, devido à diminuição da compra de combustível e de matéria prima. Em segundo lugar, elas aumentam seu faturamento por cobrarem, na maioria das vezes, pelo tratamento dos resíduos. Em alguns casos, a receita pela co-incineração e a economia de combustível podem chegar a cerca de 10% do faturamento de uma fábrica (Santi, 2003).

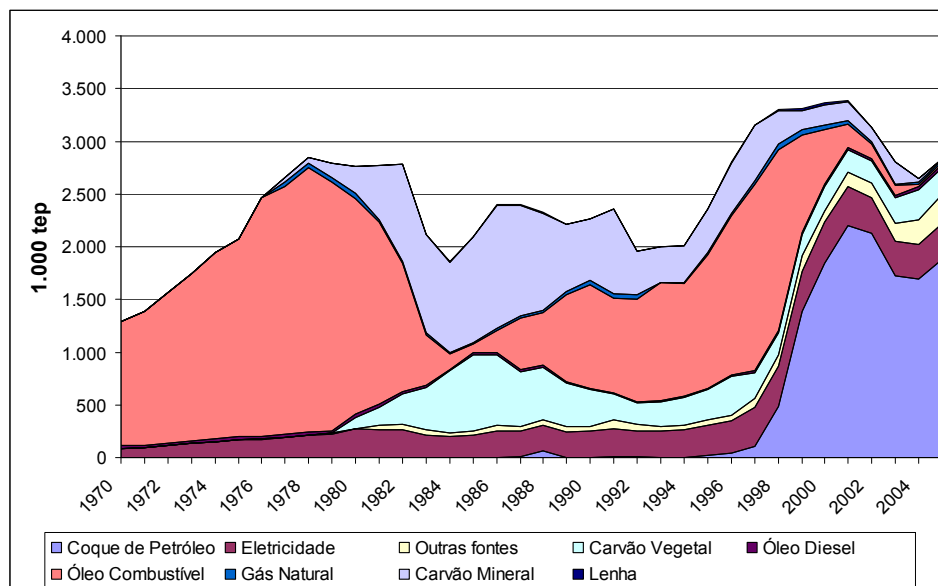


Ilustração 2: Consumo de energia pela indústria de cimento (MME & EPE 2004; 2006).

5.2 Alguns aspectos legais da co-incineração no Brasil

As principais normas federais para controle de emissões dos fornos de cimento são a Resolução CONAMA 264/1999, que dispõe sobre procedimentos e critérios específicos da co-incineração, e a Resolução CONAMA 316/2002, que trata dos procedimentos e os critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. A maior parte dos critérios de emissões é definida na primeira, assim como as substâncias que não podem ser tratadas em fornos de cimento (resíduos de serviços de saúde, radioativos, explosivos, organoclorados e agrotóxicos), enquanto que a segunda faz referência específica aos limites de emissão de dioxinas e furanos.

Essas normas, entretanto, apresentam algumas falhas e possibilitam que as empresas, mesmo estando em conformidade com a lei, realizem práticas que podem colocar em risco a saúde de seus trabalhadores e da sociedade. Primeiramente, como mostrado na tabela 2, alguns limites para emissão definidos pelo governo federal são ainda muito altos, quando comparados aos valores estabelecidos na União Européia (como material particulado, dioxinas e furanos, Cd e Tl). Essa brecha permite que sejam adotadas no Brasil tecnologias de co-incineração que já são obsoletas nos países dos blocos econômicos mais ricos.

Em segundo lugar, o artigo 10 da Resolução 264/1999 exige que as empresas obtenham licença para a queima a partir da análise dos resíduos individuais. Neste artigo, foi desconsiderado que durante o processo de *blendagem* esses resíduos podem reagir e formar novos compostos. Além disso, a mesma Resolução 264/1999 não define uma frequência mínima para análises dos resíduos a serem tratados; dessa forma, as cimenteiras não precisam verificar se os resíduos enviados para co-incineração ao longo de um período mantiveram sempre as mesmas composições e propriedades. Por fim, também não há determinação da validade da licença de operação para a co-incineração, ficando a critério de cada estado que seja criado um processo de renovação de licença. Essa brecha permite que alguns fornos continuem operando, independente da qualidade da manutenção e operação dos mesmos. No caso dos incineradores, por exemplo, a Resolução 316/2002 estabelece que as licenças devam ser renovadas a cada cinco anos.

Tabela 2: Limites de emissões atmosféricas para co-incineração na Europa e no Brasil

Parâmetros	Europa	Brasil ²
Material particulado	30 mg/Nm ³	77 mg/Nm ³ farinha seca
Carbono orgânico total	10 mg/Nm ³	-
Hidrocarbonetos totais	-	15,7 ppmv
CO	Definido pelas autoridades competentes	78,6 ppmv
SO _x	50 mg/Nm ³ (medido como SO ₂)	Definidos pelos órgãos estaduais
NO _x	800 mg/Nm ³ (plantas existentes) 500 mg/Nm ³ (plantas novas)	Definidos pelos órgãos estaduais
HCl	10 mg/Nm ³	1,8kg/h ou 99% de redução

Parâmetros	Europa	Brasil ²
HF	1 mg/Nm ³	3,9 mg/Nm ³
Sb + As + Be + Pb + Co + Cu + Cr + Sn + Mn + Ni + Se + Te + Zn	-	5,5 mg/Nm ³
Sb + As + Pb + Co + Cu + Cr + Mn + Ni + V	0,5 mg/Nm ³	-
As + Be + Co + Ni + Se + Te	-	1,1 mg/Nm ³
Cd	-	0,1 mg/Nm ³
Cd + Tl	0,05 mg/Nm ³	-
Pb	-	0,3 mg/Nm ³
Hg	0,05 mg/Nm ³	0,04 mg/Nm ³
Tl	-	0,1 mg/Nm ³
Dioxinas e furanos ³	0,1 ng/Nm ³	0,4 ng/Nm ³

Fontes: Brasil, 1999; 2002; Comunidade Européia, 2000.

Dessa forma, do ponto de vista legal existem algumas falhas que não favorecem a correta prática da co-incineração no Brasil. Entretanto, mais grave é como a co-incineração é posta em prática, pois, devido a limitações institucionais das agências ambientais, nem mesmo essas normas são cumpridas. Exemplos dessas práticas são apresentados nos estudos de caso a seguir.

5.3 Estudos de caso no Brasil

Não existem disponíveis na literatura muitos estudos de caso realizados por pesquisadores independentes sobre as práticas de co-incineração de resíduos no Brasil. Nesta seção resumo três pesquisas realizadas no Rio de Janeiro e em Minas Gerais.

No município de Cantagalo, no estado do Rio de Janeiro, uma empresa de gestão ambiental, oferecia, entre seus serviços, a *blendagem* de resíduos industriais para serem tratados em fornos de clínquer. No início da década de 1990, a empresa preparava o *blend* dentro de uma planta de cimento. Em 1993/1994 a Secretaria Municipal de Saúde de Cantagalo registrou problemas de intoxicação de alguns trabalhadores, o que deu início a uma inspeção pelo Ministério Público. O médico do trabalho confirmou problemas de intoxicação e foi demitido devido à sua exigência junto à empresa para que os resíduos fossem corretamente rotulados. Os problemas de intoxicação atingiam principalmente trabalhadores terceirizados, uma vez que esses eram os responsáveis por fazer a mistura dos resíduos, não tinham o mesmo treinamento dos funcionários e trabalhavam em locais com sistema de segurança menos rigoroso. Além disso, eles não tinham direito aos exames médicos periódicos pelos quais passavam os funcionários da empresa. Apenas depois de muita pressão por parte das instituições públicas a situação dos trabalhadores melhorou (Porto & Fernandes, 2006).

Em 1998, as atividades de *blendagem* dessa a empresa foram transferidas para uma unidade própria no município de Magé, também no Rio de Janeiro. Neste local, a empresa começou a receber reclamações da comunidade devido ao constante mau cheiro exalado durante suas atividades. A empresa foi visitada por técnicos do IBAMA e da FEEMA (agência ambiental estadual do Rio de Janeiro) e, segundo a população, nas datas previstas para tais visitas, esta modificava ou interrompia suas atividades. Ao longo do processo de fiscalização, os técnicos dos órgãos públicos buscaram minimizar o problema, argumentando com a população que a empresa realizava uma atividade de “utilidade pública” e por isso, esta devia ser mais paciente. Os mesmos técnicos argumentavam, ainda, que a empresa, após a assinatura do



termo de ajustamento de conduta, iria melhorar suas práticas. A empresa por sua vez, em resposta às reclamações da sociedade, passou a realizar algumas operações no turno noturno (apesar de não ter licença para operar nesse horário) e desenvolver estratégias compensatórias, doando cestas básicas para alguns moradores das imediações (Bezerra, 2004).

O último estudo localiza-se na Região do Calcário, ao norte da região metropolitana de Belo Horizonte que, conforme descrito anteriormente, concentra atividades de produção de cimento. Nessa região, todas as companhias praticam co-incineração, embora as licenças tenham sido obtidas sem a realização de testes de branco ou testes de eficiência. Estudos realizados no local mostram que nenhuma empresa vem respeitando a legislação ambiental e, mesmo assim, todas continuam a operar normalmente. Duas delas, localizadas no município de Pedro Leopoldo, vêm realizando o monitoramento ambiental de suas emissões de forma incorreta, uma vez que as amostras de ar são descontinuadas e somente realizadas na estação de chuva. Essa estratégia sugere uma tentativa de mascarar um mau desempenho ambiental, uma vez que durante as chuvas a quantidade de material particulado no ar tende a ser menor. Mesmo assim, as amostras têm apresentado emissão de particulados acima dos limites estabelecidos pelas normas. Uma terceira empresa, situada no município de Vespasiano, não possui registrado na agência estadual de meio ambiente, nenhum relatório de monitoramento da qualidade do ar, apesar da constante reclamação da população quanto à poluição atmosférica na região. Finalmente, existe ainda o caso de uma quarta empresa, localizada no município de Matozinhos, que apresentou um programa de avaliação de qualidade do ar durante o processo de licenciamento ambiental, mas nunca entregou os registros desse monitoramento para o órgão ambiental do estado (Santi, 2003).

Concordando com os exemplos descritos em outros países periféricos, esses estudos mostram não apenas o descaso das empresas para com a saúde dos trabalhadores, mas também o pouco envolvimento ou preocupação com a população que vive próxima às unidades produtivas. Além disso, esses relatos também sugerem uma limitada capacidade institucional das agências ambientais estaduais para lidar com tais situações.

Conclusões e sugestões

Ao longo desse artigo, busquei argumentar que a co-incineração de resíduos em fornos de cimento não vem sendo realizada de forma adequada em países periféricos, pondo em risco o equilíbrio ambiental, a saúde dos trabalhadores e das populações que vivem próximas às unidades produtivas. Para tanto, iniciei o texto apresentando alguns problemas da co-incineração em países industrializados, mostrando que essa prática gera diversos problemas, mesmo quando realizada por trabalhadores bem treinados em locais onde há disponibilidade de soluções tecnológicas mais modernas. Em seguida, descrevi casos que mostraram como a produção de cimento (independente da prática da co-incineração) vem causando problemas de saúde ocupacional e ambiental em diferentes países periféricos. De forma a complementar essa informação, mostrei exemplos de que mesmo em situações de testes de queima, quando o controle tende a ser mais elevado do que nas operações rotineiras (e mesmo com supervisão de agências internacionais), as empresas de cimento não conseguem garantir o funcionamento adequado de suas unidades. Por fim, apresentei como a co-incineração vem crescendo no Brasil e relatei alguns casos que indicam que aqui também essa prática apresenta problemas semelhantes àqueles identificados em outros países periféricos.

Os exemplos relacionados ao Brasil sugerem que as agências ambientais estaduais não estão tendo capacidade técnica (e/ou política) para garantir que as empresas pratiquem a co-incineração sem colocar em risco a saúde dos trabalhadores e das populações que moram



próximas às unidades produtivas. Para que esse problema seja minimizado, parece ser necessário um investimento em pessoal e infra-estrutura de forma a aumentar a capacidade institucional dessas agências. Nesse sentido, também parece ser desejável tornar tais agências mais técnicas e independentes de motivações políticas. Uma segunda alternativa poderia ser o desenvolvimento de novas estratégias que aumentassem o controle social (principalmente dos grupos mais expostos aos riscos criados pela co-incineração), nos processos de monitoramento das atividades das empresas. Tais atividades poderiam ser desenvolvidas em conjunto com ministério público ou secretarias de saúde e de trabalho. Por fim, parece ainda ser necessário repensar quais os verdadeiros benefícios da co-incineração e re-avaliar se tal prática é desejável no país.

Referências bibliográficas

- ABCP. Co-processamento: sustentabilidade e competitividade na indústria do cimento. In: Feira Internacional de Meio Ambiente Industrial (FIMAI). 4º. São Paulo: ABCP. 2004. Disponível em www.abcp.org.br/sala_de_imprensa/noticias/fimai.shtml. Acessado em 12/02/2007.
- ABIMBOLA, A.F. The Sagamu cement factory, SW Nigeria: Is the dust generated a potential health hazard? **Environmental Geochemistry and Health**. v.29, n.2, p. 163-167. 2007.
- ACHTERNBOSCH, M et al. **Heavy metals in cement and concrete resulting from the co-incineration of wastes in cement kilns with regard to the legitimacy of waste utilisation**. Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH. 2003. Disponível em <http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6923.pdf> Acessado em 15/02/2007.
- AL-KHASHMAN, O.A. & SHAWABKEH, R.A. Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. **Environmental Pollution**. v.140, n.3, p. 387-394. 2006.
- AL-NEAIMI, Y.I. et al. Respiratory illnesses and ventilatory function among workers at a cement factory in a rapidly developing country. **Occupational Medicine**. v.51, n.6, p. 367-373. 2001.
- ASSUNÇÃO, J.V. & PESQUERO, C.R. Dioxinas e furanos: origens e riscos. **Revista de Saúde Pública**. v.33, n.5, p. 523-530. 1999.
- BEZERRA, G. Ação coletiva contra a poluição em Magé. In: **Encontro da ANPPAS**. 2º. 2004. Indaiatuba: Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade. Disponível em: http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/GT/GT17/gt17_gustavo_bezerra.pdf. Acessado em 26/02/2007.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 264/1999. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res26400.html>. Acessado em 02/07/2007.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 316/2002. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res31602.html>. Acessado em 02/07/2007.
- BREIVIK, K. et al. Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. **Environmental Pollution** v.128, n.1, p. 3–16. 2004.
- BROCKHAUS, A. et al. Intake and health effects of thallium among a population living in the vicinity of a cement plant emitting thallium containing dust. **International Archives of Occupational and Environmental Health**. v.48, n.4, p. 375-389. 1981.



- COMUNIDADE EUROPÉIA. **Directiva 2000/76/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 de Dezembro de 2000 relativa à incineração de resíduos**. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/pt/index.htm>. Acessado em 02/07/2007.
- CUNHA, L.M.S. & FERNANDEZ, C.Y.H. A indústria de cimento: perspectivas de retomada gradual **BNDES Setorial**, v.18, p. 149-164. 2003.
- DOLGNER, R. et al. Repeated surveillance of exposure to thallium in a population living in the vicinity of a cement plant emitting dust containing thallium. **International Archives of Occupational and Environmental Health**. v.52, n.1, p.79-94. 1983.
- GBADEBO, A.M. & BANKOLE, O.D. Analysis of potentially toxic metals in airborne cement dust around Sagamu, southwestern Nigeria. **Journal of Applied Sciences**. v.7, n.1, p. 35-40. 2007
- GINNS, S.E. & GATRELL, A.C. Respiratory health effects of industrial air pollution: a study in east Lancashire, UK. **Journal of Epidemiology and Community Health**. v.50, n.6, p. 631-635. 1996.
- KARSTENSEN, K.H. et al. Environmentally sound destruction of obsolete pesticides in developing countries using cement kilns. **Environmental Science and Policy**. v.9, n.6, p. 577– 586. 2006.
- KAZANTZIS, G. Thallium in the environment and health effects. **Environmental Geochemistry and Health**. V.22, n.4, p. 275–280. 2000.
- KOMATSU, C.E. Co-processamento de resíduos industriais em fornos clínquer. In: **Feira Internacional de Meio Ambiente Industrial (FIMAI)**. 4º. São Paulo: ABCP. 2004. Disponível em www.abcp.org.br/sala_de_imprensa/noticias/fimai.shtml. Acessado em 12/02/2007.
- LEGATOR, M. et al. The health effects of living near cement kilns; a symptom survey in Midlothian, Texas. **Toxicology and Industrial Health**. v.14, n. 6, pp. 829-842. 1998.
- MARINGOLO, V. **Clínquer co-processado: produto de tecnologia integrada para a sustentabilidade e competitividade da indústria de cimento**. São Paulo, 2001. Tese [Doutorado]. Mineralogia Aplicada. Departamento de Mineralogia e Petrologia, São Paulo: Universidade de São Paulo.
- MME & EPE. **Balanco Energético Nacional 2004 – Ano base 2003**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética. 2004.
- **Balanco Energético Nacional 2006 – Ano base 2005**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética. 2006.
- MWAISELAGE, J. Variability in dust exposure in a cement factory in Tanzania. **Annals of Occupational Hygiene**. v.49, n.6, p. 511–519. 2005.
- PORTO, M.F.S. & FERNANDES, L.O. Understanding risks in socially vulnerable contexts: the case of waste burning in cement kilns in Brazil. **Safety Science** v.44, n.3, p. 241–257. 2006.
- SANTI, A.M.M. **Co-incineração e co-processamento de resíduos industriais perigosos em fornos de clínquer**. Campinas, 2003. Tese [Doutorado]. Faculdade de Engenharia Mecânica. Campinas: Universidade Estadual de Campinas.



- SCHIMPF, W.A. Disposal of obsolete pesticides in a cement kiln in Tanzânia - experience with the incineration of dinitro-o-cresol in a cement rotary cylindrical kiln in a developing country. In: **International HCH and Pesticides Forum**, 5º, 1998. Bilbao.
- **Philippines. Dioxin and furans emissions testing: a test trial of the GTZ – Holcim Alliance and Union Cement Coporation**. GTZ. 2005.
- SCHUHMACHER, M. et al. PCDD/F and metal concentrations in soil and herbage samples collected in the vicinity of a cement plant. **Chemosphere**, v.48, n.2, p.209-217. 2002.
- SMAILYTE, G.et al. Mortality and cancer incidence among Lithuanian cement producing workers. **Occupational and Environmental Medicine**. v.61, n.6, p. 529-534. 2004.
- SNIC. **Relatório anual 2005 – Versão online**. Sindicato Nacional da Indústria de Cimento. 2005. Disponível em <http://www.snic.org.br>. Acessado em 19/03/2007.
- **Produção por grupos – Ano 2006**. Sindicato Nacional da Indústria de Cimento. 2007. Disponível em <http://www.snic.org.br>. Acessado em 10/02/2007.
- SWEETMAN, A. et al. Occupational exposure to dioxins at UK worksites **Annals of Occupational Hygiene**, v.48, n.5, p. 425-437. 2004.
- WINDER, C. & CARMODY, M. The dermal toxicity of cement. **Toxicology and Industrial Health**, v.18, n.7, p. 321-331. 2002.
- YANG, C.Y. et al. Effects of occupational dust exposure on the respiratory health of portland cement workers. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**. v.49, n.6, p. 581-588. 1996.
- Preterm delivery among people living around Portland cement plants. **Environmental Research**. v.92, n.1, p. 64–68.2003.

¹ A intensidade energética mede o quanto de energia é utilizado para se fabricar um produto, neste caso ela é medida em tonelada equivalente de petróleo (tep) por tonelada de material produzido (t).

² Os limites da Resolução CONAMA são definidos a 7% de O₂ (base seca), aqui eles foram recalculados para 10% de O₂ (base seca).

³ Medido em total de toxicidade equivalente (TEQ) da 2,3,7,8 TCDD (tetracloro-dibenzo-para-dioxina).