



## QUEIMADAS DE CANA-DE-AÇÚCAR E EFEITOS À SAÚDE HUMANA: REVISÃO DA LITERATURA

Helena Ribeiro<sup>1</sup>

Fábio Silva Lopes<sup>2</sup>

João Vicente Assunção<sup>3</sup>

Adelaide Nardocci<sup>4</sup>

Célia Pesquero<sup>5</sup>

### Resumo:

O artigo faz uma revisão da literatura nacional e internacional sobre o tema de efeitos à saúde humana da poluição atmosférica decorrente da queima da cana-de-açúcar. Na primeira parte, são classificados os estudos por métodos empregados. Na segunda, são descritos os riscos à saúde por poluentes tóxicos provenientes da queima de biomassa.

**Palavras chave:** poluição atmosférica, efeitos à saúde, queimada, cana-de-açúcar, queima de biomassa.

<sup>1</sup> Geógrafa (Pontifícia Universidade Católica de São Paulo – PUC-SP), mestre em Geografia (Universidade da Califórnia, Berkeley), e doutora em Geografia Física (USP). Professora do Departamento de Saúde ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP. Atualmente exerce a função de diretora desta instituição.

<sup>2</sup> Graduado em Processamento de Dados pela Universidade Presbiteriana Mackenzie, mestrado e doutorado em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Atualmente é coordenador do curso de Sistemas de Informação da Faculdade de Computação e Informática da Universidade Presbiteriana Mackenzie.

<sup>3</sup> Graduado em Engenharia Industrial Modalidade Química pela Faculdade de Engenharia Industrial FEI da PUC-SP, graduado em Engenharia Sanitária pela Universidade de São Paulo, Master of Science em Hygiene/Air Pollution - University of Pittsburgh, EUA, doutorado e livre-docência em Saúde Pública/Saúde Ambiental pela Universidade de São Paulo. Atualmente é Professor Titular da Universidade de São Paulo, lecionando na Faculdade de Saúde Pública e na Escola Politécnica da USP.

<sup>4</sup> Bacharel em Física (UEL), mestre em Engenharia Nuclear (Coppe/UFRJ) e doutora em Saúde Pública (USP) Pós-doutorado (Universidade de Bologna) e livre-docente (USP). É professora associada do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP e coordenadora do Núcleo de pesquisa em Avaliação de Riscos Ambientais.

<sup>5</sup> Graduação em Química - Bacharelado, mestrado em ciências (Química Analítica) e doutorado em ciências (Química Analítica) todos pela Universidade de São Paulo. Atualmente é Química da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo



## **SUGARCANE BURNING AND HEALTH EFFECTS: LITERATURE REVIEW**

### **Abstract:**

The article presents a literature review on the theme of health effects of air pollution derived from sugarcane burning. In the first part, studies are classified by methods employed. In the second part, health risks by toxic pollutants derived from biomass burning are described.

**Keywords:** air pollution, risks, burning, sugarcane, biomass burning.



## Introdução

O interesse por estudar associações causais entre os produtos da queima de biomassa e os efeitos à saúde humana não é novo. Estas questões são ou foram estudadas em frentes de pesquisa, com distintas abordagens atreladas aos mesmos descritores. Isto ocorre em função da riqueza de possibilidades que esta área interdisciplinar proporciona. Cabe aqui ressaltar que os problemas à saúde decorrentes não estão restritos a divisões geopolíticas. Existem relatos nos 5 continentes, alguns estudando efeitos em escala local, outros em escala global, ou seja, o fator gerador ocorreu muito distante de onde se observou o efeito. Embora haja interesse e relevância envolvidos nesta área do conhecimento, ainda são poucos os estudos relatados na literatura científica e muitas questões sobre o tema ainda não foram resolvidas (RIBEIRO, 2008).

## Levantamento de estudos sobre poluição outdoor

Em primeira instância, os estudos desta linha podem ser categorizados quanto à exposição, *indoor* ou *outdoor*<sup>6</sup>. Os estudos *indoor*, *lato sensu*, estão atrelados ao problema do uso de biomassa como combustível para aquecimento de residências, cozimento de alimentos (lenha ou carvão) ou como fonte de energia.

Com relação à exposição *indoor*, ARBEX et al (2004) fazem uma extensa revisão de trabalhos que relatam doenças como DPOC (doença pulmonar obstrutiva crônica), pneumoconiose, catarata, cegueira, tuberculose e efeitos adversos na gestação, associadas à exposição em ambientes fechados à fumaça de fogões que funcionam com queima de biomassa. Estudos realizados na Bolívia, Índia, México, Nepal, Nova Guiné e Paquistão, abordam este tema.

Assim, são consideradas algumas facilidades no controle de variáveis de confusão, pois existe regularidade na exposição e o desenho do estudo é focado no indivíduo, geralmente em escala local, permitindo identificar fatores de confusão como tabagismo e doenças crônicas, entre outros. No entanto, os estudos realizados nos países em desenvolvimento apresentam limitações metodológicas como melhor determinação da exposição ao poluente, o caráter observacional dos estudos, e os elementos de confusão não avaliados adequadamente (ARBEX et al, 2004).

<sup>6</sup> Estes termos são utilizados para definir ambientes internos ou abertos, respectivamente.



Já a abordagem *outdoor* proporciona difícil condução das pesquisas, e, conforme coloca BRAUER (1999, p. 225), “... mesmo os melhores estudos irão prover resultados equivocados devido a variáveis de confusão e classificações errôneas de exposição.”

Um fator que contribui para a ocorrência de resultados equivocados é que as investigações associam poluição do ar e morbidade em dados de estatística vital da população de uma localidade alvo. Já a exposição ao poluente é estimada a partir dos dados de monitoramento do ar, e assume-se que são representativos para aquela população (SAMET E SPEIZER, 1993).

Complementarmente, é fato de que muitos estudos *outdoor* estão associados a episódios acentuados de poluição atmosférica, que ocorrem em áreas não isentas de outras fontes poluidoras, ou fatores geradores de um determinado efeito adverso.

BRAUER (1999) analisou diversos estudos relacionados aos episódios de queimadas no sudeste da Ásia e salienta ser provável uma associação causal entre os referidos episódios e o aumento da taxa de mortalidade diária. No entanto, ele pondera que estes estudos encontram-se relativamente em uma única categoria de exposição, na qual os efeitos agudos são altamente prováveis, mas os níveis de exposição são muito baixos, especialmente em termos de duração. O mesmo autor finaliza seu raciocínio colocando ser razoável considerar nos estudos os impactos agudos ao invés dos crônicos, pois são mais fáceis de medir e representam maior grau de confiança.

As doenças crônicas são aquelas como as do coração, diabetes ou reumatismo, que têm duração prolongada, muitas vezes, por toda a vida, enquanto que as agudas são aquelas que acontecem sob condições abruptas e são resolvidas em alguns dias, como enfarte do miocárdio, apendicite ou acidentes vasculares. No entanto, exemplos como asma podem ser classificados em ambos os casos, pois determinados casos são tratados ao longo da vida do paciente, mas, em outros casos, pacientes são diagnosticados com um súbito ataque agudo (GATRELL, 2002).

Determinados desenhos de pesquisa necessitam identificar a população exposta e, para tanto, utilizam algum critério para classificação de exposição da população amostrada. Tal classificação pode ser dicotômica, por gradiente, ou níveis prováveis de exposição. É comum a ocorrência de viés gerado por erro de classificação da população em exposição, e na identificação se o evento específico resultou na variabilidade da exposição.

Assim como é evidente a dificuldade de determinar a população exposta, existe



ainda a complexidade em se obter o registro das medições dos poluentes aos quais a população esteve exposta. Nesta linha, pesquisadores vêm desenvolvendo estudos que envolvem medições de poluentes em diversas escalas geográficas, objetivando associar episódios, com medição acima dos padrões considerados seguros, e impactos na saúde da população exposta.

As medições são planejadas e realizadas no local do estudo, ou adquiridas por estações de medição automática. Em ambos os casos, existem limitações. As medições em campo são realizadas em períodos de campanha planejados para o desenho do estudo, assim, não há continuidade de aquisição dos dados por períodos muito extensos devido ao custo das análises, disponibilidade de equipamento, ou pessoal de operação. No caso da medição automática, existe a continuidade de leitura que permite amostras para análises de series temporais, porém, são poucas as unidades em funcionamento, limitando os estudos em muitas localidades desprovidas de dados desta natureza.

Os estudos sobre queimadas e efeitos adversos à saúde elaborados no Brasil, em sua maioria, estão associados às queimadas de cana-de-açúcar na região sudeste ou, mais recentemente, às queimadas na Amazônia.

Avanços significativos na área de sensoriamento remoto em conjunção com modelos computacionais estão permitindo a construção de modelos de simulação, como é o caso do CATT-BRAMS (*Coupled Aerosol and Tracer Transport to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modelling System*), que foi desenvolvido inicialmente para estudar fluxo de superfícies e transporte atmosférico de emissões provenientes de queima de biomassa na América do Sul (FREITAS et al, 2007). Este modelo prognostica concentrações de CO e PM<sub>2,5</sub> através de dados obtidos por satélite, que são inseridos no modelo acoplado de forma simultânea e consistente com as condições atmosféricas geradas pelo modelo BRAMS. Nesta linha, o trabalho de IGNOTTI et al (2007) apresenta um estudo sobre indicadores de morbidade para definir ranking de municípios prioritários para ações de vigilância em saúde na região do arco do desmatamento no Brasil (ao norte de Mato Grosso) e sugere a aquisição dos dados de PM e O<sub>3</sub> por estimativas do CATT-BRAMS, ou por meio de medições locais.

As questões relativas ao arco do desmatamento vêm motivando novas pesquisas no campo da saúde ambiental. O trabalho de MASCARENHAS et al (2008), avaliou, por meio de um estudo ecológico de série temporal, as concentrações de PM<sub>2,5</sub> em Rio Branco no estado do Acre em setembro de 2005 e comparou com atendimentos diários



de emergência, concluindo que houve correlação positiva entre o aumento de concentrações e o número de atendimentos de asma em crianças com menos de 10 anos.

No estado de São Paulo, as cidades de Araraquara e Piracicaba foram alvo de diversos estudos envolvendo medições de poluentes atmosféricos, queimadas e efeitos adversos à saúde humana (ZANCUL, 1998; ARBEX ET AL, 2000; CETESB, 2002; CANÇADO, 2006). Araraquara representa uma situação típica, considerando a existência de indústrias e ausência de cidades de grande porte no seu entorno. A área rural é utilizada, em sua maioria, para o cultivo da cana-de-açúcar. A cidade de Piracicaba está inserida na região chamada “mar de cana”, repleta de plantações de cana-de-açúcar no seu entorno, é uma cidade de porte maior, que apresenta fontes poluidoras diferenciadas de Araraquara.

A área objeto de estudos encontrados na bibliografia pertinente ao tema tem sido desde pequenos povoados até extensas áreas, como um estado ou país. Alguns estudos foram focados em polígonos municipais, como em Araraquara ou Piracicaba. Outros trabalhos adotaram macro regiões ou o estado inteiro, como o de LOPES e RIBEIRO (2006), que analisou correlações entre áreas de plantio de cana-de-açúcar, queimadas e internações hospitalares para o estado de São Paulo e para a macro-região administrativa de Bauru, no mesmo estado.

Entre os diversos desenhos de estudos epidemiológicos, BRAUER (1999) elenca os mais comuns, no contexto das queimadas e efeitos adversos à saúde humana, conforme descritos a seguir:

- estudos de Coorte onde os dados estão disponíveis em nível individual, desenvolvidos em locais onde os dados de monitoramento do ar estão disponíveis ou onde as concentrações podem ser estimadas;
- estudos envolvendo grandes populações, onde a variação de exposição aos produtos da queima de biomassa pode ser particularmente utilizada. Se disponíveis, dados de saúde podem ser associados aos de poluição do ar;
- comparações transversais de incidência de doenças respiratórias, cardiovasculares e de mortalidade em áreas com diferentes exposições aos poluentes;
- estudos semi-individuais com membros de populações demograficamente homogêneas, onde eventos de doenças e variáveis de confusão podem ser avaliados e medidos. As exposições seriam analisadas segundo o perfil individual para depois serem comparadas às medições dos poluentes (exemplos com militares ou estudantes de



universidades);

- estudos de caso-controle foram utilizados para estimar risco de doenças crônicas. No entanto a dificuldade de conduzir tais estudos inicia-se na seleção dos casos e dos controles. No caso de impactos da poluição do ar, a definição dos grupos poderia requerer situações de maior similaridade, como grupo social, tabagismo, idade, entre outros.

Estudos epidemiológicos transversais e caso controle demonstraram que a exposição à fumaça de biomassa em ambientes internos é o principal fator de risco de Doenças Pulmonares Crônicas entre mulheres, conduzindo ao *cor pulmonale*. Isto ocorre em países como China, Índia onde mais de 75% das pessoas cozinham utilizando combustível sólido. Em partes da América do Sul e África este percentual cai para 50-70%. Grosso modo, são estimadas 1,6 milhões de mortes prematuras no mundo devido a esta poluição interna (WHO, 2002; REHFUESS, 2006).

Já a modalidade *outdoor* ainda é deficitária de estudos. O estudo de LOPES e RIBEIRO (2009) avaliou 46 trabalhos citados nas revisões de desenvolvidas por RIBEIRO e ASSUNÇÃO (2002), ARBEX et al (2004) e RIBEIRO (2008) e selecionou 27 estudos que envolviam pesquisas com poluentes atmosféricos na modalidade *outdoor* e utilizaram ferramentas de geoprocessamento. Uriarte et al (2009) realizaram estudo de morbidade respiratória relacionada com atividade agrícola com cana-de-açúcar no Estado de São Paulo para o ano de 2003. Através do estado, a morbidade respiratória atribuível à queima foi de 113 para crianças e 317 para idosos, aproximadamente 1.8% de casos totais em cada grupo. Embora nenhum efeito crônico das queimadas tenha sido detectado para o grupo idoso, 650 casos adicionais poderiam ser atribuídos ao cultivo de cana aumentando em 5,4% dos casos atribuíveis às queimadas. Para cidades com cultivo de cana em mais do que 50% da área do município a porcentagem aumentou 15% e 12% respectivamente para idosos e crianças. Um adicional de 209 casos para crianças poderia também ser atribuído à exposição passada a queimadas, sugerindo que no total 38% dos casos de morbidade respiratória poderiam ser atribuídos à exposição a queimadas nestes municípios.

A análise dos delineamentos permitiu identificar e agrupar os tipos de variáveis que foram utilizadas nos trabalhos. Os desenhos metodológicos consideraram duas ou mais variáveis dos grupos descritos no Quadro 1.



Variáveis geográficas:	-polígono municipal; -polígono da macro-área administrativa; -polígono estadual; -hospitais próximos das áreas de impacto.
Variáveis de saúde:	-internações hospitalares selecionadas por diagnóstico Capítulo X da CID 10; -internações de causa cardiorespiratória; -internações causadas por determinadas doenças como diagnóstico principal; -procedimentos hospitalares, como inalações; -entrevistas / questionários (morbidade referida); -testes com função pulmonar e função espirométrica.
Outras	-medições de poluentes atmosféricos (índices diários / partículas depositadas)

Quadro 1 - Variáveis utilizadas nos desenhos metodológicos em estudos de poluição do ar, na modalidade *outdoor*.

Sobre as análises espaciais, observou-se carência de variação. Embora as ferramentas de geoprocessamento disponibilizem diversos recursos para análises desta natureza, seu uso não se reflete nos trabalhos analisados. Entre os trabalhos analisados, somente foram citados o uso de Análise *Cluster*, Índice I de Moran e Mapas Coropléticos. A Figura 1 apresenta a síntese dos delineamentos encontrados.

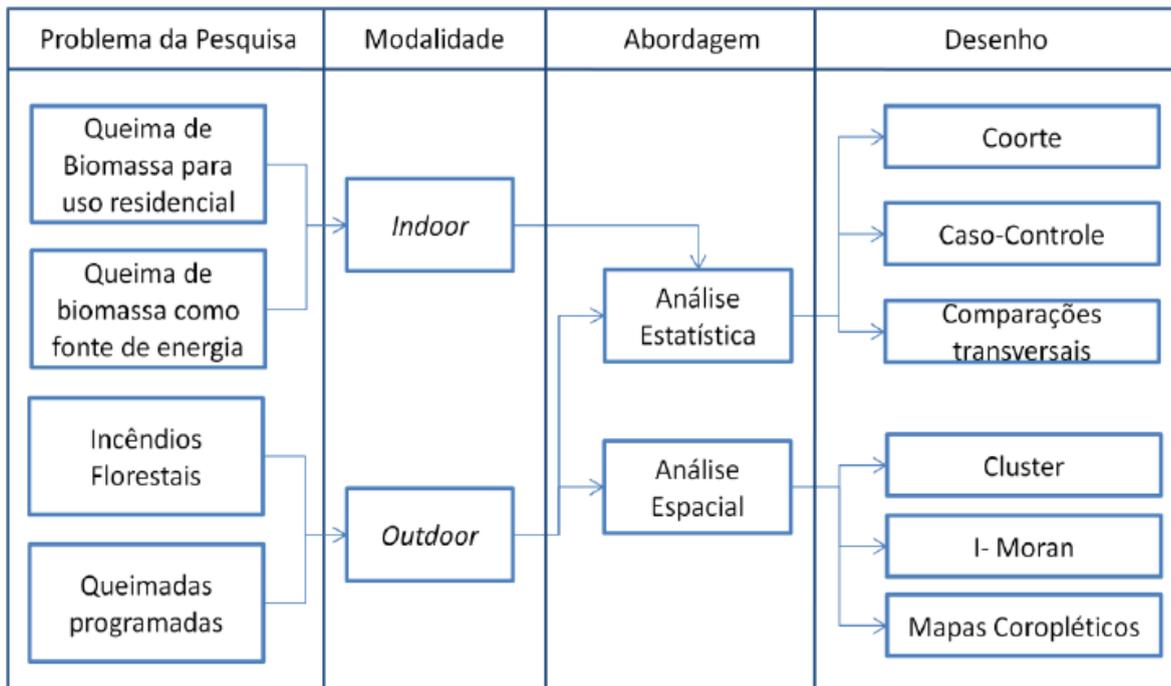


Figura 1 - Resumo dos delineamentos encontrados nas pesquisas sobre queima de biomassa e efeitos adversos à saúde humana.

Os trabalhos na modalidade *indoor* tendem a utilizar a abordagem da análise estatística com desenhos epidemiológicos conhecidos como estudos de Coorte, Caso-Controle e Comparações Transversais com os dados individualizados, fato este que difere dos estudos *outdoor*, onde os dados agregados são mais utilizados. Isso requer a generalização de algumas variáveis, que pode incorrer em resultados equivocados. Este fato é advertido por autores em trabalhos nas duas modalidades, quando esclarecem que a intensidade e gravidade dos efeitos à saúde dependem de: características dos poluentes, características da população exposta, exposição individual, susceptibilidade do indivíduo exposto e fatores de confusão.

Embora exista certa variabilidade nos estudos analisados, o uso de ferramentas de análise espacial ainda está em fase embrionária neste campo de conhecimento. Os poucos trabalhos existentes ainda não exploram todo o potencial que estas ferramentas disponibilizam ao pesquisador. Ressalta-se ainda a necessidade de futuros estudos de orientação empírica, à luz de um aprofundamento maior sobre estas questões, na eminência de reduzir vieses e ampliar a confiabilidade dos desenhos de pesquisa que trabalham com estimativas e dados agregados.

**Exposição Humana a Dioxinas, Furanos e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.**



Os poluentes orgânicos deste grupo de compostos químicos também têm sido encontrados em emissões decorrentes de queima de biomassa e possuem efeitos adversos para animais e seres humanos. São caracterizados por serem (HILLMAN, 1999):

Tóxicos; Persistentes; Não degradáveis facilmente em subprodutos menos tóxicos; Insolúveis em água; Altamente solúveis em gorduras; e Biocumulativos, se concentrando nos organismos vivos, principalmente nos tecidos adiposos.

A Convenção de Genebra sobre Poluição do Ar Transfronteiriça de Longo Alcance, ocorrida em 1979, foi o primeiro esforço internacional realizado, com objetivo de proteger o homem e o meio contra a poluição do ar. Mais tarde, em 1998, foi assinado o protocolo de Poluentes Orgânicos Persistentes que entrou em vigor em 2003. Até 2006, 36 países haviam assinado o protocolo e 28 o haviam ratificado; entre eles países da Comunidade Européia, Canadá e Estados Unidos (ASSUNÇÃO, 2006; HILLMAN, 1999).

Tanto as dioxinas, como os furanos, fazem parte da listagem de substâncias sugeridas pelo protocolo de Poluentes Orgânicos Persistentes da Convenção de Genebra. Este protocolo determina cinco tipos de ações necessárias para o controle dos POPs: eliminação da produção e uso de certas substâncias; restrição do uso de certas substâncias; limitação de emissões; manejo de resíduos; e armazenamento de informações sobre produção, armazenamento e venda. O protocolo não determina os limites destas emissões, mas determina que as partes o façam (HILLMAN, 1999).

Em 2001 foi ainda aprovada a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes. Dentre os 151 países que assinaram a convenção, 128 já a ratificaram, entre eles o Brasil. Nesta convenção as dioxinas foram consideradas como substâncias orgânicas persistentes originadas como subprodutos não intencionais gerados na combustão de matéria orgânica (ASSUNÇÃO, 2006).

Estes poluentes assim como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos não têm sido monitorados de modo sistemático no Brasil. Assim, ainda existem poucos dados sobre o efeito que a emissão destes poluentes tem causado ou poderá causar à saúde humana.



## *Exposição Humana às Dioxinas e Furanos*

As dioxinas são substâncias organocloradas, onde os átomos de Cloro se ligam a anéis benzênicos, em diferentes posições. Isso possibilita a formação de 75 compostos distintos da classe das dioxinas e 135 de furanos. Os compostos mais tóxicos são aqueles que apresentam cloro nas posições 2,3,7 e 8, sendo que a toxicidade mais elevada foi verificada na substância 2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) (HIRATA, 2001; ASSUNÇÃO e PESQUERO, 1999).

São substâncias que não ocorrem normalmente na natureza. São fruto de diversos processos químicos que envolvem o Cloro ou outras substâncias que o contenham ou em processos de combustão, como a incineração de lixo, de resíduos de saúde, de resíduos agrícolas, industriais e até mesmo na combustão nos veículos automotores (HIRATA, 2001; ASSUNÇÃO e PESQUERO, 1999).

A exposição às dioxinas está associada à ingestão de alimentos como carne, leite, ovos e peixes, uma vez que estas substâncias são persistentes no meio ambiente e cumulativas na gordura animal (WHO, 1998).

Na década de 1990, o Centro Europeu de Saúde Ambiental, ligado à Organização Mundial de Saúde, desenvolveu estudo avaliando a exposição da população às dibenzo-*p*-dioxinas (PCDDs). Neste estudo foi verificado que a principal via de exposição a esta substância é ingestão de alimentos (VAN LEEUWEN ET AL, 2000). Meneses, et al (2004), indicam cinco vias de exposição à dioxina, que são: 1) Ingestão de solo contaminado; 2) Ingestão de vegetais cultivados na área de contaminação por dioxina que captam a dioxina do solo, ou sofrem a deposição de concentrações existentes no ar. 3) Inalação de partículas re-suspendidas do solo, 4) Inalação de partículas do ar, 5) Absorção dérmica. Assunção (2006) ressalta que as dioxinas liberadas no ambiente são lipossolúveis e, portanto se acumulam na gordura dos animais, podendo atingir o topo da cadeia alimentar. Os particulados suspensos no ar sedimentam-se na vegetação e podem servir de alimento para animais, chegando até o homem. No caso da contaminação dos peixes, a principal rota de exposição é a água.

Em culturas de tecidos, a atuação das dioxinas, parece estar relacionada aos receptores Ah. Nos organismos humanos, estes receptores apresentaram grande afinidade ao 2,3,7,8 TCDD (IARC, 1997). Em estudos conduzidos com ratos, foram administradas doses de 2,3,7,8-TBDD (2,3,7,8-Tetrabromodibenzo-*p*-dioxina), através de diversas vias. O 2,3,7,8-TBDD foi distribuído por todo o corpo, entretanto os



maiores depósitos foram verificados no fígado e nos tecidos adiposos, seguidos pela pele e músculos (WHO, 1998b). Demais estudos conduzidos em ratos e macacos demonstraram que os efeitos tóxicos do TCDD são principalmente a endometriose, no desenvolvimento neurocomportamental e reprodutivo (contagem de espermatozoides e má formação urogenital nas fêmeas) e na imunotoxicidade (ASSUNÇÃO e PESQUERO, 1999).

Estudos realizados em humanos demonstram que os efeitos tóxicos da exposição às dioxinas são: aparecimento de cloroacne, alterações enzimáticas e no sistema imunológico. Crianças expostas aos PCDDs e PCDFs, através do aleitamento materno, apresentaram alteração nos níveis de hormônio produzidos pela tireoide e possíveis déficits neurológicos e neurocomportamentais (IARC, 1997).

No que se refere aos efeitos carcinogênicos, um dos estudos de maior importância foi o de 4 coortes de produtores de herbicidas, expostos ao 2,3,7,8 TCDD. Duas das coortes estavam localizadas na Alemanha, uma nos Estados Unidos e a quarta na Holanda. E ainda uma coorte de residentes, localizada na área do acidente com TCDD, em Seveso, na Itália. Nas coortes onde a população foi exposta ao risco ocupacional (produção de herbicidas) houve um acréscimo em todos os tipos de cânceres combinados. Nestas mesmas coortes também foi verificada a maior exposição ao TCDD. A magnitude do aumento foi pequena, no entanto, maior naquelas sub-coortes onde eram verificadas as maiores concentrações de TCDD. Este resultado reforça a relação positiva entre a exposição ao TCDD e o desenvolvimento de cânceres. Na coorte de Seveso, a mortalidade por câncer não foi muito diferente daquela verificada nas demais zonas contaminadas, no entanto, foi verificada a maior incidência de alguns tipos específicos de câncer como: leucemia, melanomas e cânceres gastrintestinais (VAN LEEUWEEN, 2000; IARC, 1997).

O estudo desenvolvido pelo IARC (1997) definiu o 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-*paradioxina* como carcinogênico para humanos (Grupo 1). Esta definição foi apoiada em evidências científicas que comprovam a carcinogenicidade desta substância em animais. Além disso, o 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-*para*-dioxina demonstrou-se altamente conservativo, tanto em animais quanto em seres humanos. Foi verificado que as populações mais expostas apresentaram maior risco de desenvolvimento de cânceres.

Estudos demonstram que a dose letal em cobaias para a 2,3,7,8-TCDD é de 1µg/Kg (ASSUNÇÃO e PESQUERO, 1999). A Organização Mundial da Saúde (OMS)



sugere que a ingestão máxima diária de dioxina deve ser entre 1 a 4 picogramas/Kg de peso corporal (LUSCOMBE, 1999; VAN LEEUWEN, 2000).

### *Exposição Humana aos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)*

HPAs (Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos) são substâncias orgânicas com dois ou mais anéis aromáticos formados por átomos de carbono e hidrogênio. Em geral, apresentam baixa solubilidade em água, baixa pressão de vapor e altos pontos de fusão e ebulição. Fontes ambientalmente relevantes de HPAs são: combustão do carvão, exaustão veicular e uso de óleos lubrificantes. As emissões mais significativas são provenientes da combustão incompleta de materiais orgânicos (OMS,1998).

No ambiente são abundantes o benz[a]antraceno, fluoranteno, pireno, criseno, benzofluoranteno (3 isômeros), benzopireno (2 isômeros), indeno [1,2,3-c,d]pireno e benzo [ghi]perileno, mas existem mais de 100 compostos diferentes de HPAs, geralmente presentes como misturas complexas e não como substância isolada (ATSDR,1995).

Segundo ATSDR, nos Estados Unidos, valores basais de alguns HPAs representativos no ar variam entre 0,02–1,2 ng/m<sup>3</sup>, em áreas rurais, e 0,15–19,3 ng/m<sup>3</sup>, em áreas urbanas. Em países como Itália e Alemanha, valores de referência variam de 1 a 10 ng/m<sup>3</sup>, frequentemente excedidos em áreas urbanas. No Brasil, trabalhos investigaram os níveis ambientais em algumas áreas urbanas (PEREIRA NETTO 2004, 2001, 2005, 2006).

Em temperatura ambiente, os HPAs são sólidos. Podem variar desde moléculas semivoláteis até moléculas com alto ponto de ebulição. São solúveis em diversos solventes orgânicos e altamente lipofílicos. Sua característica lipofílica aumenta de acordo com a complexidade da molécula (WHO, 1998; BOSTRÖM, et al, 2002). São reconhecidamente carcinogênicos para seres humanos. A carcinogenicidade está associada à complexidade da molécula, aumentando conforme são acrescentados anéis benzênicos à molécula de HPA (BOSTRÖM, et al, 2002).

A exposição humana aos HPAs está associada às matrizes sólidas ou líquidas, contidas nos aerossóis de ar poluído ou em alimentos. O ingresso no corpo humano ocorre através das vias aéreas (relacionadas à respiração), contato dérmico e trato digestivo. A ativação metabólica dos HPAs lipofílicos ocorre primeiramente no fígado,



podendo atingir demais órgãos e tecidos, incluindo a pele. Entretanto, a distribuição do HPAs através do sistema circulatório é bastante comum (IARC, 2006). Os HPAs apresentam tanto efeitos sistêmicos quanto carcinogênicos. Os efeitos sistêmicos podem ser: anemias agudas, náuseas, vômitos, convulsões, distúrbios de consciência, letargias e dermatites (WHO, 1998). No caso dos efeitos carcinogênicos, existe uma propensão dos HPAs atuarem nas vias de acesso ao organismo (IARC, 2006).

Estudos experimentais com animais demonstraram que alguns HPAs causam tumores em exposição oral e dérmica. Em exposição alimentar, foram encontrados efeitos no sistema reprodutivo relacionados à fertilidade, problemas gestacionais e alterações congênitas<sup>6</sup>. Estudos epidemiológicos também verificaram contribuição bastante relevante dos HPAs para carcinogênese (JACOB & SEIDEL, 2002; GODSCHALK, 2003).

Até recentemente, danos à saúde decorrentes de fatores ambientais tiveram sua identificação amplamente fundamentada em estudos retrospectivos (SUTER, 1993; DUBÈ et AL 2004, MOORE et AL 2004), baseados em respostas a eventos agudos, como acidentes e exposições ocupacionais.

Um estudo desenvolvido na China investigou a exposição ao HPAs em um distrito rural com alta taxa de câncer de pulmão. A mortalidade por câncer de pulmão naquele local era cinco vezes maior que a média nacional da China. Três comunidades apresentaram taxa de mortalidade 24 vezes maior que a média nacional. As taxas de mortalidade por câncer de pulmão eram iguais, tanto para homens (usualmente fumantes) quanto para mulheres (usualmente não fumantes). Assim a mortalidade por câncer de pulmão foi relacionada à utilização de carvão para cocção de alimentos e aquecimento das casas. O monitoramento do ar no interior das casas, durante o cozimento dos alimentos, demonstrou que as mulheres eram expostas às altas concentrações de HPAs (principalmente benzoa- pireno), da ordem de  $14,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e partículas submicrômicas de matéria orgânica (WHO, 1998).

Entretanto, exposições crônicas raramente resultam em mudança rápida e facilmente observável. O impacto é quase sempre gradual, sutil e frequentemente torna-se difícil distinguir mudanças ambientais naturais e impactos provenientes de outras fontes; a escala de tempo desses eventos é da ordem de décadas, o que torna os estudos retrospectivos complicados (MOORE et AL 2004).

Um estudo realizado pelo IARC (2006) identificou que existem evidências



suficientes para classificar o Benzo-*a*-pireno como carcinogênico (Grupo 1). Demais substâncias como o benzo-*a*-antraceno, dibenzo (a,h)pireno, criseno e entre outras foram classificadas como possivelmente carcinogências para humanos (Grupo 2B). Demais HPAs como Acenaftaleno, Acepireno, Antraceno Pireno, entre outros não foram classificados como carcinogênicos para humanos (Grupo 3).

Alguns dos efeitos causados pelas dioxinas e pelos HPAs podem ser desenvolvidos apenas em longo prazo.

Zamperlini; Silva; Vilegas (1997) de Araraquara realizaram análise da fuligem de queima de cana-de-açúcar, por cromatografia gasosa e espectrometria de massas, onde identificaram HPAs com propriedades cancerígenas e mutagênicas, sugerindo que os trabalhadores e a população geral evitasse exposição a essa fuligem.

Godoi et al (2004) realizaram determinações de HPAs em Araraquara, por cromatografia gasosa de baixa pressão e íon trap- espectrometria de massas (LP-GC-IT-MS) em material particulado inalável (MP10) coletado por Amostrador de Grande Volume, em 24 horas, durante 10 dias, em Agosto de 2002. O coletor estava localizado no Instituto de Química da UNESP em Araraquara, em região suburbana, a uma distância aproximada de 5 km da área de plantação de cana mais próxima e foi colocado a 4 m de altura em relação ao solo. Os resultados indicaram concentrações de HPAs no material particulado.

Magalhães; Bruns; Vasconcellos (2007) utilizaram hidrocarbonetos policíclicos aromáticos como traçadores da queima de cana-de-açúcar, fazendo uma abordagem estatística, comparando os resultados de HPA em material particulado coletado em São Paulo, Araraquara (na safra e na entre-safra) e Piracicaba, municípios com grande área de plantação de cana-de-açúcar, queimada na pré-colheita. Encontraram concentrações de fenantreno, antraceno, fluoranteno e pireno nos locais analisados, apresentando, perfil semelhante em Araraquara (safra) e Piracicaba, o que sugere a contribuição das queimadas de cana-de-açúcar que ocorrem em ambos os sítios no mês de julho.

Ré-Poppi e Santiago-Silva (2005) realizaram medições de HPAs na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, na fase sólida coletada em filtro de Teflon por amostrador de médio volume ( $d_p$  entre 1 e 15  $\mu\text{m}$ ) e na fase gasosa coletada em resina XAD2, com análise por GC-MS. Os resultados mostraram que a queima de biomassa era a maior contribuinte para as concentrações observadas de HPAs, sendo que a contribuição veicular foi considerada baixa.



Andrade, SJ et al (2010) analisaram HPAs por HPLC/Fluorescência, em amostras de Material Particulado Inalável (MP10) coletado por amostrador de grande volume, em local suburbano, distante 5 km de plantações de cana-de-açúcar, nos anos de agosto de 2002 e setembro de 2003 (época de safra) e março de 2003 e janeiro de 2004 (entre-safra). As concentrações de MP10 variaram de 12 a 47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na entre-safra de cana-de-açúcar e de 41 to 181  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  durante a época de safra. As concentrações totais médias de HPAs foram de 2,5  $\text{ng}/\text{m}^3$  e 11,6  $\text{ng}/\text{m}^3$  respectivamente para entre-safra e época de safra de cana-de-açúcar. Análise estatística por PCA e Varimax Rotation indicaram influência significativa da queima de cana-de-açúcar.

Tfouni SAV et al (2006) analisaram suco de cana-de-açúcar oriunda de coleta sem e com queimada, com relação ao conteúdo de 5 HPAs selecionados (benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno e dibenzo(a,h)antraceno). Seus resultados mostraram que as concentrações desses HPAs eram maiores no suco de cana coletada com prévia queima (0,44 a 3,05 g/kg) do que no suco de cana que não tinha sofrido o processo de queima (0,19 a 0,61 g/kg).

Tfouni SAV e Toledo MCF (2007) realizaram medição de HPAs em açúcar de cana oriunda de colheita com queima e sem queima. Concluíram que a prática de queima da cana antes da colheita pode ocasionar a presença de HPAs no açúcar e que o processamento da cana-de-açúcar pode influenciar os níveis desses compostos no produto.

Umbuzeiro GA et al (2008) realizaram uma verificação preliminar da mutagenicidade de amostras de material particulado inalável obtido em Araraquara (duas coletas), Araraquara (duas coletas mas só uma analisada em termos de extrato) e São Paulo (1 coleta na Cidade Universitária da USP), em julho de 2003. Os resultados preliminares indicaram maior atividade mutagênica do extrato de HPAs, inclusive frações oxi e nitro HPAs, em Araraquara e em segundo lugar São Paulo. As frações oxi e nitro HPAs foram as maiores responsáveis pela ação mutagênica.



## Considerações Finais

O álcool (ou etanol) se tornou um produto valorizado, por emitir menos gás carbônico e ser derivado de matéria-prima renovável: a cana-de-açúcar. Apesar da produção de álcool em massa no Brasil ocorrer desde 1970, mercados para o etanol estão em ascensão no mundo e no Brasil, sobretudo por causa dos veículos *flex-fuel* e do compromisso com a redução de emissões de gases de efeito estufa.

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar. O estado de São Paulo é responsável por 60% da produção nacional e 24% da mundial. Mas há tendência de expansão devido à demanda e à adaptação do cultivo a outras regiões. Da produção brasileira, 25% é mecanizada e a paulista mais de 65% (ÚNICA, 2012).

Frente aos prejuízos causados pelas queimadas, foi outorgada a lei nº 11.241, proibindo gradativamente a queima das culturas de cana no Estado. Em 2007, o governo do Estado e a Unica - União da Indústria de Cana-de-açúcar assinaram protocolo de intenções fixando novas metas para adoção da mecanização no qual nas áreas passíveis de mecanização a queimada deverá ser abandonada em 2014 e nas de declividade maior que 12% até 2017. Já para fornecedores de cana a proposta é que a eliminação total ocorra até 2021.

Portanto, a despeito do conhecimento científico acumulado sobre riscos à saúde da queima de biomassa, da entrada em vigor da lei paulista que estabelece prazos para o fim da queima da cana, os riscos às populações que vivem no entorno das áreas canavieiras permanecem ou se ampliam com a incorporação de novas terras ao cultivo de cana.



**Agradecimentos:**

Ao Ministério da Saúde – Secretaria de Vigilância em Saúde pelo financiamento do projeto.



## Referências:

ANDRADE, SJ; CRISTALE, J; SILVA, FS; ZOCCOLO, GJ; MARCHI, MRR. Contribution of Sugar-cane Harvesting Season to Atmospheric Contamination by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Araraquara City, Southeast Brazil. *Atmospheric Environment*, 2010.

ARBEX MB. et al. Assessment of the effects of sugarcane plantation burning on daily counts of inhalation therapy. *J Air Waste Manag Assoc.* n. 50(10), p. 1745-1749, 2000.

ARBEX MB. et al. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. *Jornal Brasileiro de Pneumologia* n. 30(2), p. 158 – 175, Mar/Abr 2004.

ASSUNÇÃO, J.A.; et al. Poluentes tóxicos: importância e viabilidade do estabelecimento de programa de redução das emissões de dioxinas e furanos no Brasil [Tese de Livre-docência]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP. 2006.

ASSUNÇÃO, J.V. de; et al. Dioxins and furans in the atmosphere of São Paulo city, Brazil. *Chemosphere.* v.33, p.1391-1398, 2005.

ASSUNÇÃO, J.V.; PESQUERO, C. Dioxinas e furanos: origens e riscos. *Revista de Saúde Pública.* São Paulo. v.33, n5, p.523-530, out, 1999.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Atlanta; 1995.

BOSTRÖM, et al, Cancer risk assessment, indicators and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environmental health perspectives.* V 110. Supplement 3. p 451-488, 2002.

BRAUER, M. Health Impacts of Biomass Air Pollution. Health Guidelines for Vegetation Fire Events: Background Papers. WHO – World Health Organization, 1999. Disponível em < [http://www.who.int/docstore/peh/Vegetation\\_fires/vegetationfirbackgrtoc.htm](http://www.who.int/docstore/peh/Vegetation_fires/vegetationfirbackgrtoc.htm)> Acesso em: 27 junho 2009.

CANÇADO, J.E.D. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. *J Bras Pneumol.* n.32(Supl 1), p. S5 – S11, 2006.

DUBÉ M, MUNKITTRICK K. Integration of Effects-Based and Stressor-Based Approaches into a Holistic Framework for Cumulative Effects Assessment in Aquatic Ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment* 2001;7(2):247-258.

FREITAS, S.R. et al. The coupled aerosol and tracer transport model to the Brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS)



– Part 1: Model description and evaluation. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions n. 7, p. 8525 – 8569, 2007.

GATRELL, A. Geographies of Health: an Introduction. Oxford: Blackwell Publishers Inc. 2002.

GODOI, AFL; RAVINDRA, K; GODOI, RHM; Andrade, SJ; SANTIAGO-SILVA, M ; VAECK, LV; GRIEKEN, RV. Fast chromatographic determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in aerosol samples from sugar cane burning. Journal of Chromatography A, vol. 1027, issues 1-2, 20, pages 49-53, February 2004. Elsevier

GODSCHALK RW, VAN SCHOOTEN FJ, BARTSCH H. A critical evaluation of DNA adducts as biological markers for human exposure to polycyclic aromatic compounds. J Biochem Mol Biol 2003; 36:1-11.

HILLMAN, K. International control of persistent organic pollutants: the UN economic commission for Europe convention on long-range transboundary air pollution and beyond. Persistent Organic Pollutants. V 8. Issue 2. p. 105-112. 1999.

HIRATA, R. Dioxina: um alerta. Biológico, São Paulo, v.63,n.1,p.53-54, jan/dez, 2001.

IARC - INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. Polychlorinated Dibenzo – *para* – Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans: Summary of data report and evaluation. Vol 69 (em preparação). 1997. Disponível Em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol69/volume69.pdf>. Acesso em 11 de Janeiro de 2007.

IGNOTTI E, et al. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. Revista Brasileira de Epidemiologia N. 10(4), P. 453-464, 2007.

JACOB J E SEIDEL A. Bio monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons in human urine. Journal of Chromatography B 2002; 778:31-47.

LOPES FS, RIBEIRO H. Mapeamento de internações hospitalares por problemas respiratórios e possíveis associações à exposição humana aos produtos da queima da palha de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. Revista Brasileira de Epidemiologia, n. 9(2), p. 215-225, junho 2006.

LOPES, F & RIBEIRO, H. A Evolução do uso de ferramentas de Geoprocessamento em estudos sobre queima de biomassa em ambientes Outdoor e efeitos adversos à saúde humana. Geosaúde 2009. Anais em CD.



LUSCOMBE, Dioxinas e furanos: efeitos sobre a saúde humana, 1999. 19p. Disponível em: [www.greenpeace.org.br](http://www.greenpeace.org.br). Acesso em 10 de janeiro de 2007.

MAGALHÃES, D; BRUNS, RE; VASCONCELLOS, P. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos como traçadores da queima de cana de açúcar: uma abordagem estatística. *Quim. Nova*, vol. 30, No. 3, pages 577-581, 2007.

MASCARENHAS MDM, et al. Poluição atmosférica devida à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – Setembro, 2005. *J Bras Pneumol*. N. 34(1), p. 42-46, 2008.

MENESES, M, et al, Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources. *Environment international*. V30, p. 481-489, 2004.

MOORE MN, Depledge MH, Readman JW, Paul Leonard DR. An integrated biomarker-based strategy for ecotoxicological evaluation of risk in environmental management. *Mutation Research* 2004; 552:247–268.

NAS - National Academy of Sciences. Risk assessment in the federal government: managing the process. National Academy Press, EUA; 1983.

OMS - Organização Mundial da Saúde. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Selected non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Geneva; 1998. [Environmental Health Criteria, 202].

PEREIRA NETTO, A. D. ; BARRETO, R P; MOREIRA, J C ; ARBILLA, G . PAHs in Diurnal and Nocturnal Samples of Total Suspended Particulate in a Highly Trafficked Area of Rio de Janeiro City, Brazil. . *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, EUA, v. 75, n. 5, p. 1004-1001, 2005.

PEREIRA NETTO, A. D. ; CUNHA, I F ; MUNIZ, F C ; REGO, EP. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Street Dust of Niterói City, RJ, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, USA, v. 72, n. 4, p. 829-835, 2004.

PEREIRA NETTO, A. D. ; KRAUSS, T M ; CUNHA, I ; REGO, EP. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Levels in Street Dust in the Central Area of Niterói City, RJ, Brazil. . *Water Air And Soil Pollution*, USA, v. 176, n. 1-4, p. 57-67, 2006.

PEREIRA NETTO, A.D., Preliminary comparison of PAH in total suspended particulate samples taken at Niteroi and Rio de Janeiro cities, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. V 66. p 36-43, 2001.

REHFUESS E. Fuel for Life: Household Energy and Health. Geneva, World



## Health

Organization, 2006.

RÉ-POPPI, N; SANTIAGO-SILVA, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons and other selected organic compounds in ambient air of Campo Grande City, Brazil. *Atmospheric Environment* 39, pages 2839–2850, 2005.

RIBEIRO, H. Sugar cane burning in Brazil: respiratory health effects. *Revista de Saúde Pública*, n. 42(2), p. 370-376, fev 2008.

RIBEIRO, H.; ASSUNÇÃO, J.V. Efeitos das queimadas na saúde humana. *Estudos Avançados*, n. 16(44), p. 125-148, 2002.

SAMET, J.M.; SPEIZER, F.E. Assessment of Health Effects in Epidemiologic Studies of Air Pollution. *Environmental Health Perspectives Supplements*, n. 101, Supplement 4, Dez 1993.

SUTER, G.W. *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 1993.

TFOUNI, SAV; VITORINO, S H.; TOLEDO, MCF. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sugar cane juice produced with burnt and not-burnt sugar cane. *Toxicology Letters*, Volume 164, Supplement 1, 20, pages S269-S270, September 2006,

TFOUNI, SAV; TOLEDO, MCF. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in cane sugar. *Food Control* 18, pages 948–952, 2007. Elsevier.

UMBUZEIRO, GA; FRANCO, A; MAGALHÃES, D; VIANA, FC; KUMMROW, F, RECH, CM; CARVALHO, LRF; VASCONCELOS, PCA. Preliminary characterization of the mutagenicity of atmospheric particulate matter collected during sugar-cane harvesting using the Salmonella/microsome microsuspension assay. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 49, pages 249-255, 2008.

UNICA. *Balanco 2012 – Principais Ações e Projetos*. 2012.

URIARTE, M; YACKULIC, CB, COOPER, T; FLYNN, D; CORTES, M; CRK, T; CULLMAN, G; MCGINTY, M; SIRCELY, J. Expansion of sugarcane production in São Paulo, Brazil: Implications for fire occurrence and respiratory health. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132, pages 48–56, 2009. Elsevier.

VAN LEEUWEN R, et al, Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere*. Vol. 40, pages 1095-1101, 2000.

WHO – World Health Organization. *The World Health Report. Reducing Risk Promoting Healthy Life*. Technical report. WHO, 2002.



WORLD HEALTH ORGANIZATION. Polybrominated dibenzo-p-dioxins and bibenzofurans. Geneva. 301p.1998.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Selected non-heterocyclic polycyclic human health from exposures to chemicals. Geneva. 110 p.1999.375 p.2000.

ZAMPERLINI, GCM; SILVA, MRS; VILEGAS, W. Identification of polycyclic aromatic hydrocarbons in sugar cane soot by gas chromatography–mass spectrometry. *Chromatographia* 46, 655–663, December 1997

ZANCUL, A. O efeito da queimada de cana-de-açúcar na qualidade do ar de região de Araraquara. 1998. 99p. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos.