

Combustibles solides, qualité de l'air intérieur et santé : une problématique majeure dans les pays en voie de développement

Corinne MANDIN*, Véronique EZRATTY**

Plus de trois milliards de personnes dans le monde n'ont pas accès à une source d'énergie moderne pour se chauffer et cuire les aliments, et ont recours à des combustibles solides comme la biomasse (bois, débris végétaux, déjections animales...) et le charbon [1]. Cette combustion génère une pollution à l'intérieur des habitats à l'origine de nombreuses pathologies aiguës et chroniques affectant principalement l'appareil respiratoire et touchant en particulier les femmes et les enfants. L'Organisation mondiale de la santé (OMS), évalue à plus de 1,6 million le nombre annuel de décès prématurés causés par la pollution résultant de l'utilisation résidentielle des combustibles solides. Après la malnutrition, l'épidémie de sida, le défaut d'accès à l'eau potable et le manque d'hygiène, la mauvaise qualité de l'air intérieur figure au huitième rang des facteurs de risque pour la santé et représente la quatrième cause de décès dans les pays en voie de développement. Cet article se propose de faire la synthèse des connaissances sur le sujet, à partir des publications parues depuis 2000, en précisant les combustibles, les polluants et les zones géographiques concernés ainsi que les effets sanitaires mis en évidence et, plus globalement, l'impact en terme de santé publique qui en découle.

Composantes de la problématique

Tandis que les **combustibles solides** représentent moins de 5 % de l'énergie domestique utilisée dans les pays industrialisés, cette proportion dépasse souvent 50 % dans les pays en voie de développement (soit dans 70 pays parmi ceux pour lesquels l'information est accessible) et atteint même 95 % dans les pays les plus pauvres (au nombre de 11) [1]. Ces combustibles sont de nature très variée : charbon (utilisé principalement en Chine), bois, résidus végétaux, déjections animales séchées... Ils sont brûlés dans des foyers ouverts ou des poêles défectueux, le plus souvent en l'absence de système d'extraction mécanique d'air [2]. Même si les habitats sont nettement moins étanches que ceux des pays industrialisés et que le taux de renouvellement d'air y est élevé, il

n'en demeure pas moins que la combustion de combustibles solides peut générer des concentrations intérieures temporairement très élevées dans la pièce de vie où elle a lieu.

Les **polluants émis** par la combustion de ces produits sont bien connus ; il s'agit, pour les principaux, de particules, de monoxyde de carbone, d'oxydes d'azote, d'hydrocarbures aromatiques monocycliques ou polycycliques, de 1,3-butadiène et d'aldéhydes. En outre, dans le cas spécifique de la combustion de charbon, le dioxyde de soufre, des composés fluorés et des métaux, comme l'arsenic, sont également émis [3]. Assez peu de campagnes de mesure des concentrations dans les habitats ayant recours à ces combustibles sont disponibles, les études épidémiologiques réalisées (et présentées ci-après) étant plutôt basées sur une description qualitative de l'exposition (type de combustible, temps passé aux activités de cuisson des aliments ou à proximité de celles-ci...). Les revues de synthèse publiées sur le sujet [2, 4-6] ont recensé des travaux conduits dans les années 1980-90 dans des pays variés (Papouasie Nouvelle-Guinée, Kenya, Inde, Népal, Chine, Gambie, Guatemala...). Dans ces études, les concentrations intérieures en **monoxyde de carbone** et en **particules** (particules totales en suspension, PM₁₀ ou PM_{2,5}) ont généralement été mesurées, celles des autres polluants l'ayant été plus occasionnellement [7-9]. Les concentrations en particules totales en suspension peuvent ponctuellement (pendant 15 minutes) dépasser 10 mg/m³ et les expositions moyennes quotidiennes de la personne cuisinant (pendant 2 à 5 heures) varient de 2 à 6,8 mg/m³. Pour les PM₁₀, comme pour les PM_{2,5}, selon les études, les concentrations peuvent dépasser 5 mg/m³ pendant le repas et varier de 1 à 4 mg/m³ en moyenne journalière. S'agissant du monoxyde de carbone, les concentrations mesurées atteignent 20 à 50 ppm en moyenne pendant toute la durée de la cuisson ; les moyennes journalières (24 heures) vont de 5 à 10 ppm. En outre, ces études ont mis en évidence les importantes fluctuations temporelles des concentrations, ainsi que leur grande variabilité selon la nature du combustible, y compris pour un type donné (selon sa densité par exemple), les conditions de combustion (température,

* Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS).

** Service des Études Médicales d'EDF et de Gaz de France.

apport d'air...), le type d'aliment cuit, les pratiques culinaires... Parmi les publications analysées, une unique étude a exploité des outils numériques (codes CFD, *Computational Fluid Dynamics*) pour déterminer la contamination de l'habitat par la combustion résidentielle de charbon en Chine [10]. La modélisation mise en œuvre a aussi permis de vérifier l'efficacité d'un conduit d'extraction d'air sur les concentrations intérieures en benzo(a)pyrène (fraction particulaire).

Enfin, dans la plupart de ces régions, ce sont **les femmes** qui sont chargées de la préparation des repas. Selon les pratiques locales, elles passent de trois à sept heures par jour près du foyer de cuisson des aliments. De même, **les très jeunes enfants**, portés sur le dos de leur mère ou installés à proximité du foyer, sont longuement exposés dès les premières années de leur vie y compris *in utero*. Ainsi, ces deux populations sont les plus touchées. Seule une publication parmi celles analysées traite des effets sur la santé des personnes âgées exposées aux fumées issues de la combustion de biomasse au domicile [11].

De nombreux effets sanitaires aigus et chroniques avérés ou fortement suspectés

De nombreuses études épidémiologiques (études de cohorte ou cas-témoins) ont été menées dans différents pays d'Amérique Centrale (Mexique, Guatemala...), d'Afrique (Kenya, Gambie, Afrique du Sud...) ou d'Asie (Inde, Népal, Chine...) chez des jeunes enfants ou des femmes. L'exposition est toujours documentée par questionnaire sur le type de combustible et le temps passé près du foyer, l'état sanitaire étant objectivé lors de la visite à domicile ou de l'hospitalisation. Les variables de confusion sont également renseignées, mais de façon inégale selon les auteurs.

Effets sanitaires certains

De nombreuses études ont permis d'établir une relation causale entre les fumées de combustion dans l'habitat et des pathologies de l'appareil respiratoire (infections aiguës des voies respiratoires, notamment pneumonie, broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) et cancer du poumon lié à la combustion de charbon exclusivement). En 2000, Smith *et al.* ont recensé 9 études cas-témoins (n = 4 311) et 4 études de cohortes (n = 910) ayant montré la relation entre combustion résidentielle de biomasse et **infections aiguës des voies respiratoires inférieures** chez les enfants de moins de 5 ans (odd ratios (OR) ajustés = [2,2-9,9]) [6]. Des travaux plus récents sont venus conforter cette relation [12, 13]. Des associations avec la bronchite chronique (symptômes observés) et la **broncho-pneumopathie chronique obstructive** (modification de la fonction respiratoire mesurée par des tests spirométriques) chez l'adulte sont clairement établies [2], grâce notamment à des études conduites auprès de femmes non fumeuses exposées à leur domicile aux fumées de la combustion de

biomasse pour la préparation des repas (OR = [2,3-4,8]) [5]. Enfin, le lien entre **cancer du poumon** et exposition aux fumées des poêles à charbon a été clairement prouvé lors d'études en Chine (13 études cas-témoins recensées [14]), en Inde et au Mexique, où les deux tiers des femmes ayant ce type de cancer sont non fumeuses, mais exposées aux fumées de la combustion de charbon au domicile (OR = [2-6]) [2].

De façon générale, même si les mécanismes conduisant aux effets observés ne sont pas précisément connus, le rôle des particules fines déclenchant l'inflammation des voies respiratoires et altérant la réponse immunitaire, est suspecté. Les effets systémiques du monoxyde de carbone seraient également en cause [4].

Effets sanitaires supposés

Les preuves sont moins évidentes pour affirmer une relation de causalité avec la tuberculose, l'asthme, des troubles de la vue (cataracte), un faible poids de naissance, des fausses-couches, ainsi qu'avec les cancers du pharynx et du nasopharynx et des effets cardiovasculaires. Un lien possible avec la **tuberculose** pulmonaire a été évoqué lors d'études épidémiologiques conduites en Inde ; l'une d'elles en particulier, incluant 200 000 adultes, a montré que les personnes vivant dans des logements où la combustion de biomasse est pratiquée, déclaraient plus fréquemment avoir une tuberculose (OR = [1,98-3,37] après ajustement sur les variables socio-économiques) [15]. Ainsi, la combustion résidentielle de biomasse pourrait expliquer respectivement 59 % et 23 % des cas de tuberculose en zones rurales et urbanisées. Au Guatemala, des travaux ont montré que l'exposition de femmes enceintes aux fumées émises par la combustion de biomasse pourrait avoir un impact sur le **poids de leurs enfants à la naissance**. Les études épidémiologiques relatives à la pollution atmosphérique urbaine dans les pays industrialisés viennent soutenir cette observation en avançant l'hypothèse du rôle probable du monoxyde de carbone [2]. Quelques publications évoquent également une augmentation de la mortalité prénatale [16]. En Inde, une étude conduite auprès de 170 000 adultes a montré un lien entre la combustion résidentielle de biomasse et la **cataracte** qui peut conduire à une cécité partielle ou totale (OR = [1,16-1,50] après ajustement sur les variables socio-économiques, géographiques, le statut tabagique et nutritionnel, les épisodes de diarrhée) [2]. Ce résultat a été renforcé par une étude cas-témoins récente (206 cas, 203 témoins), menée au Népal et en Inde, prenant mieux en compte les facteurs de confusion [17]. De plus, ces études sont cohérentes avec des travaux expérimentaux conduits chez des animaux exposés aux fumées de combustion de bois [5]. S'agissant de l'**asthme**, les études réalisées sont contradictoires et ne permettent pas à ce jour de cerner le rôle de l'utilisation domestique des combustibles solides dans la survenue ou l'aggravation des symptômes asthmatiques [2]. De même, quelques études ont étudié la relation entre **otites** et poêle à

bois [5], mais les résultats divergent. Par ailleurs, quatre études exploratoires récentes réalisées chez l'Homme se sont intéressées aux **altérations du génome** potentiellement induites par l'exposition aux fumées issues de la combustion de biomasse ou de charbon [18-22]. Enfin, des travaux rapportent les effets sanitaires liés aux expositions à l'arsenic et au fluor spécifiques des émissions du charbon largement utilisé en Chine comme combustible domestique [23-26]. Si les expositions à ces deux composés sont multi-sources (air, eau de boisson, aliments...), il semblerait que l'air intérieur contribue de façon non négligeable aux expositions, directement ou indirectement (en particulier par contamination des aliments).

Études d'intervention

Les études épidémiologiques les plus récentes sont quasi exclusivement des études d'intervention visant à évaluer les bénéfices sanitaires consécutifs à la mise en place de mesures de réduction des expositions, telles que l'installation de nouveaux poêles équipés de conduits d'évacuation, l'information des populations, l'incitation à modifier certaines pratiques culinaires (séchage de céréales et piments à l'extérieur par exemple)... Ezzati et Kammen ont montré, lors d'une étude menée auprès de 55 foyers ruraux au Kenya, que le changement de type de poêle pour la cuisson des aliments réduisait de 24 à 64 % les infections respiratoires aiguës des enfants de moins de 5 ans et de 21 à 44 %, celles touchant plus particulièrement les voies aériennes inférieures [27]. En Chine, une étude de cohorte rétrospective (1976-1992) a inclus 20 453 individus nés dans des foyers sans conduit d'évacuation des fumées du poêle à charbon [28]. Pour 16 606 personnes, une cheminée d'extraction des fumées a été installée. Chez celles-ci, les risques relatifs de BPCO étaient égaux à 0,58 chez les hommes (intervalle de confiance à 95 % : 0,49 – 0,70, $P < 0,001$) et à 0,75 chez les femmes ($IC_{95\%}$: 0,62 – 0,92, $P = 0,005$). Ces risques relatifs diminuaient avec le temps écoulé depuis l'installation du conduit d'évacuation ; la réduction du risque de BPCO était encore retrouvée pour les deux sexes 10 ans après cette installation. De façon plus théorique, Mestl *et al.* ont quantifié, à partir des diminutions des concentrations intérieures en PM_{10} et des risques relatifs existants pour différents effets associés à l'exposition à ces particules, la diminution attendue de ces effets associée au passage à une énergie domestique « propre » (gaz ou électricité) pour les habitants de la province de Shanxi en Chine [29]. Les auteurs ont évalué à 58 % la réduction des troubles respiratoires chroniques chez les enfants et à une réduction de 31 % chez les adultes, dans les zones rurales.

Des mesures de concentrations dans l'air des habitations sont parfois réalisées afin de quantifier l'amélioration de la qualité de l'air intérieur induite par l'installation de nouveaux dispositifs de cuisson et/ou

chauffage. Dans une étude chinoise incluant 396 familles, une diminution des concentrations en PM_4 a été observée, mais elle était insuffisante au regard des effets sur la santé et hétérogène selon les pièces d'un même logement et les saisons [30]. De même au Pakistan, les concentrations intérieures moyennes en monoxyde de carbone ont diminué mais restaient élevées : 28,5 ppm ($\pm 5,7$ ppm) *versus* 15,4 ppm ($\pm 3,4$ ppm) après remplacement d'un poêle traditionnel par un poêle muni d'une évacuation des fumées ($n = 45$) [31]. En revanche, au Mexique, le même type d'intervention a réduit les concentrations intérieures en $PM_{2,5}$ de 71 % près du foyer et de 58 % dans la cuisine (53 maisons dans l'échantillon) [32].

De façon générale, les études d'intervention montrent que les déterminants culturels et socio-économiques sont majeurs et peuvent être des freins à la mise en œuvre efficace des programmes de gestion [33-35]. En effet, la modification des pratiques quotidiennes est lente, voire impossible sans action adaptée aux conditions locales, le soutien financier étant indispensable mais non suffisant pour assurer la durabilité des effets bénéfiques.

« Poids sanitaire » de la pollution de l'air intérieur attribuable aux combustibles solides

L'OMS a réalisé une évaluation des contributions respectives des différents facteurs de risque dans la charge de morbidité mondiale [1]. L'OMS estime la charge mondiale de morbidité attribuable à cette pollution, autrement appelée « *burden of disease* » à partir des indicateurs que sont les nombres de décès d'enfants de moins de 5 ans attribuables à des infections aiguës des voies respiratoires inférieures (ALRI, *acute lower respiratory infections*) et le nombre de décès d'adultes de plus de 30 ans liés à une BPCO ou à un cancer du poumon, événements sanitaires pour lesquels un lien causal avec l'utilisation de combustibles solides (de charbon spécifiquement pour le cancer du poumon) est scientifiquement établi. Cette charge est exprimée en années de vie perdues en raison de l'incapacité et du décès, ou DALYs, *disability-adjusted life years*. Ainsi, l'OMS estime à plus de 1,6 million le nombre de décès attribuables chaque année dans le monde à la mauvaise qualité de l'air intérieur liée à l'utilisation des combustibles solides, ce qui représente 2,7 % de la charge mondiale de morbidité. Cette dernière est cinq fois supérieure à celle attribuable à l'air ambiant extérieur. Les pays africains sont les plus touchés ; dans treize d'entre eux, la charge nationale de morbidité attribuable à ces combustions dépasse les 5 %, atteignant 8,5 % au Burkina-Faso.

Pour les indicateurs retenus par l'OMS, la pollution à l'intérieur des habitations est responsable, chaque année dans le monde, de :

- 900 000 des 2 millions de décès par pneumonie chez les enfants de moins de 5 ans ;

- 700 000 des 2,7 millions de décès attribuables à une BPCO ;
- 1,5 % des décès par cancer du poumon (soit plus de 15 000 décès).

Les pratiques domestiques étant très variables d'une région du monde à une autre, l'OMS constate que les décès infantiles imputables à la pollution intérieure sont observés en majorité en Afrique et en Asie du Sud-Est, tandis que les décès par BPCO pour cette même pollution surviennent plutôt dans les régions du Pacifique occidental.

Différentes **approches méthodologiques** sont utilisées pour évaluer ce poids sanitaire. L'approche retenue par l'OMS est qualifiée de « *fuel-based* » : elle s'appuie sur les risques relatifs (RR) déterminés à l'occasion d'études épidémiologiques ayant montré des associations entre un type de combustible utilisé et des pathologies survenues dans certains groupes de populations. Cette approche est également celle utilisée par des équipes de recherche reconnues dans le domaine, élargie à d'autres pathologies pour lesquelles la relation de causalité avec les fumées de combustion résidentielle est supposée, mais non démontrée de façon significative, comme la tuberculose, l'asthme, la cataracte, la cécité, les fausses-couches, l'infarctus du myocarde [36]. D'autres méthodes existent pour évaluer l'impact de cette pollution intérieure [37]. La méthode « *pollutant-based* » est relativement similaire à la précédente si ce n'est qu'elle est basée sur les risques relatifs issus d'études épidémiologiques ayant établi des corrélations entre les niveaux de concentrations d'un polluant indicateur (dans la majorité des cas, les particules) et des pathologies. Le point faible de cette approche réside dans le fait que les RR proviennent d'études, notamment de séries temporelles, s'étant intéressées à l'impact de la pollution atmosphérique urbaine dans les pays industrialisés et que l'extrapolation à la pollution intérieure générée par l'utilisation de combustibles solides présente de nombreuses limites. Dans la mesure où cette pollution touche en particulier les jeunes enfants, une autre méthode de quantification

de l'impact est basée sur l'analyse des courbes de survie lorsque celles-ci sont disponibles et qu'elles renseignent sur le combustible domestique utilisé (« *child survival approach* »). Enfin, la dernière méthode consiste en une analyse statistique des données démographiques et sanitaires nationales (« *cross-national comparisons* »). Elle présente l'inconvénient majeur des études épidémiologiques de type écologique, à savoir l'impossibilité d'approcher l'exposition au niveau individuel, ce qui introduit un biais dans l'exploitation des données et une incertitude dans les résultats. En tout état de cause, même si ces différentes méthodes ont leurs limites et fournissent des résultats différents et non directement comparables entre eux, elles aboutissent toutes à la conclusion que la combustion résidentielle de combustibles solides dans les pays en voie de développement représente un problème sanitaire de grande ampleur.

En conclusion, la pollution de l'air intérieur liée aux pratiques de combustion dans les pays en voie de développement représente un enjeu de santé publique majeur. Du fait de la croissance démographique et du coût toujours plus élevé de l'énergie domestique, la tendance est à l'augmentation de l'utilisation des combustibles solides. Ce constat renforce le besoin urgent de développer des technologies plus efficaces et moins polluantes et de mettre en place des actions de sensibilisation auprès des populations concernées, dans le cadre des futures politiques d'aide au développement et de lutte contre la pauvreté. Si un effort réel a été réalisé ces dernières années pour l'évaluation de l'impact de cette pollution à l'échelle mondiale, trop peu d'études se sont attachées à la mise en place et à la mesure de l'efficacité de programmes d'intervention. Les travaux de recherche doivent également se poursuivre afin de permettre une meilleure caractérisation des expositions et de fournir des éléments scientifiques nouveaux sur les effets sanitaires encore incertains liés à ces expositions [38, 39].

References

1. Indoor Air Pollution: National Burden of Disease Estimates, World Health Organization, 2007, WHO/SDE/PHE/07.01 rev et World Health Report: Reducing risks, promoting healthy life, World Health Organization, 2002.
2. Bruce N, Perez-Padilla R, Albalak R. Indoor air pollution in developing countries: a major environmental and public health challenge. *Bulletin of the World Health Organization* 2000 ; 78 (9) : 1078-92.
3. He G, Ying B, Liu J *et al.* Patterns of household concentrations of multiple indoor air pollutants in China. *Environmental Science & Technology* 2005 ; 39 (4) : 991-8.
4. Ezzati M, Kammen DM. Household energy, indoor air pollution and health in developing countries: Knowledge base for effective interventions. *Annual Review of Energy and the Environment* 2002 ; 27 : 233-70.
5. Naeher LP, Brauer M, Lipsett M *et al.* Woodsmoke health effects: A review. *Inhalation Toxicology* 2007 ; 19 (1) : 67-106.
6. Smith KR, Samet JM, Romieu I, Bruce N. Indoor air pollution in developing countries and acute lower respiratory infections in children. *Thorax* 2000 ; 55 (6) : 518-32.
7. Isobe Y, Yamada K, Wang Q *et al.* Measurement of indoor sulfur dioxide emission from coal-biomass briquettes. *Water Air and Soil Pollution* 2005 ; 163 (1-4) : 341-53.
8. Bhargava A, Khanna RN, Bhargava SK, Kumar S. Exposure risk to carcinogenic PAHs in indoor-air during biomass combustion whilst cooking in rural India. *Atmospheric Environment* 2004 ; 38 (28) : 4761-7.
9. Sinha SN, Kulkarni PK, Shah SH *et al.* Environmental monitoring of benzene and toluene produced in indoor air due to combustion of solid biomass fuels. *The Science of the Total Environment* 2006 ; 357 (1-3) : 280-7.
10. Zhang Y and Zhao B. Simulation and health risk assessment of residential particle pollution by coal combustion in China. *Building and Environment* 2007 ; 42 (2) : 614-22.
11. Mishra V. Effect of indoor air pollution from biomass combustion on prevalence of asthma in the elderly. *Environmental Health Perspectives* 2003 ; 111 (1) : 71-7.
12. Ezzati M, Kammen DM. Indoor air pollution from biomass combustion and acute respiratory infections in Kenya: an exposure-response study. *The Lancet* 2001 ; 358 : 619-24.
13. Mishra V. Indoor air pollution from biomass combustion and acute respiratory illness in preschool age children in Zimbabwe. *International Journal of Epidemiology* 2005 ; 32 (5) : 847-53.
14. Kleiner RA, Wang Z, Wang LD *et al.* Lung cancer and indoor exposure to coal and biomass in rural China. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 2002 ; 44 (4) : 338-44.
15. Mishra VK, Retherford RD, Smith KR. Biomass cooking fuels and prevalence of tuberculosis in India. *International Journal of Infectious Diseases* 1999 ; 3 (3) : 119-29.
16. Mishra V, Retherford RD, Smith KR. Cooking smoke and tobacco smoke as risk factors for stillbirth. *International Journal of Environmental Health Research* 2005 ; 15 (6) : 397-410.
17. Pokhrel AK, Smith KR, Khalakdina A *et al.* Case-control study of indoor cooking smoke exposure and cataract in Nepal and India. *International Journal of Epidemiology* 2005 ; 34 (3) : 702-8.
18. Musthapa MS, Lohani M, Tiwary S *et al.* Cytogenetic biomonitoring of Indian women cooking with biofuels: Micronucleus and chromosomal aberration tests in peripheral blood lymphocytes. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 2004 ; 43 (4) : 243-9.
19. Pandey AK, Bajpayee M, Parmar D *et al.* DNA damage in lymphocytes of rural Indian women exposed to biomass fuel smoke as assessed by the Comet assay. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 2005 ; 45 (5) : 435-41.
20. Lin GF, Du H, Chen JG *et al.* Arsenic-related skin lesions and glutathione S-transferase P1 A(1578)G (Ile(105)Val) polymorphism in two ethnic clans exposed to indoor combustion of high arsenic coal in one village. *Pharmacogenetics and Genomics* 2006 ; 16 (12) : 863-71.
21. Zhang AH, Feng H, Yang GH *et al.* Unventilated indoor coal-fired stoves in Guizhou Province, China: Cellular and genetic damage in villagers exposed to arsenic in food and air. *Environmental Health Perspectives* 2007 ; 115 (4) : 653-8.
22. Zhang AH, Bin HH, Pan XL, Xi XG. Analysis of p16 gene mutation, deletion and methylation in patients with arseniasis produced by indoor unventilated-stove coal usage in Guizhou, China. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A-Current Issues* 2007 ; 70 (11-12) : 970-5.
23. Yu GQ, Sun DJ, Zheng Y. Health effects of exposure to natural arsenic in groundwater and coal in China: An overview of occurrence. *Environmental Health Perspectives* 2007 ; 115 (4) : 636-42.
24. Zheng BS, Wang BB, Ding ZH *et al.* Endemic arsenosis caused by indoor combustion of high-As coal in Guizhou Province, PR China. *Environmental Geochemistry and Health* 2005 ; 27 (5-6) : 521-8.

25. Zheng BS, Wu DS, Wang BB *et al.* Fluorosis caused by indoor coal combustion in China: discovery and progress. *Environmental Geochemistry and Health* 2007 ; 29 (2) : 103-8.
26. Zhang JJ, Smith KR. Household air pollution from coal and biomass fuels in China: Measurements, health impacts, and interventions. *Environmental Health Perspectives* 2007 ; 115 (6) : 848-55.
27. Ezzati M, Kammen DM. Evaluating the health benefits of transition in household energy technologies in Kenya. *Energy Policy* 2002 ; 30 : 815-26.
28. Chapman RS, He X, Blair AE, Lan Q. Improvement in household stoves and risk of chronic obstructive pulmonary disease in Xuanwei, China: retrospective cohort study. *British Medical Journal* 2005 ; 331 (7524) : 1050-1052A.
29. Mestl HE, Aunan K, Seip HM. Potential health benefit of reducing household solid fuel use in Shanxi province, China. *The Science of the Total Environment* 2006 ; 372 : 120-32.
30. Edwards RD, Liu Y, He G *et al.* Household CO and PM measured as part of a review of China's National Improved Stove Program. *Indoor Air* 2007 ; 17 (3) : 189-203.
31. Khushk WA, Fatmi Z, White F, Kadir MM. Health and social impacts of improved stoves on rural women: a pilot intervention in Sindh, Pakistan. *Indoor Air* 2005 ; 15 (5) : 311-6.
32. Zuk M, Rojas L, Blanco S *et al.* The impact of improved wood-burning stoves on fine particulate matter concentrations in rural Mexican homes. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2007 ; 17 (3) : 224-32.
33. Troncoso K, Castillo A, Masera O, Merino L. Social perceptions about a technological innovation for fuelwood cooking: Case study in rural Mexico. *Energy Policy* 2007 ; 35 (5) : 2799-810.
34. Jin Y, Ma X, Chen X *et al.* Exposure to indoor air pollution from household energy use in rural China: The interactions of technology, behavior, and knowledge in health risk management. *Social Science & Medicine* 2006 ; 62 (12) : 3161-76.
35. An D, Li DS, Liang Y, Jing ZJ. Unventilated indoor coal-fired stoves in Guizhou province, China: Reduction of arsenic exposure through behavior changes resulting from mitigation and health education in populations with arsenicosis. *Environmental Health Perspectives* 2007 ; 115 (4) : 659-62.
36. Smith KR. National burden of disease in India from indoor air pollution. *PNAS* 2000 ; 97 (24) : 13286-93.
37. Smith KR, Mehta S. The burden of disease from indoor air pollution in developing countries: comparison of estimates. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2003 ; 206 (4-5) : 279-89.
38. Ezzati M, Kammen DM. The health impacts of exposure to indoor air pollution from solid fuels in developing countries: Knowledge, gaps, and data needs. *Environmental Health Perspectives* 2002 ; 110 (11) : 1057-68.
39. Smith KR. Indoor air pollution in developing countries: recommendations for research. *Indoor Air* 2002 ; 12 (3) : 198-207.