

**SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION
D'UNE POPULATION VIVANT À PROXIMITÉ
D'UNE USINE DE TRAITEMENT DU BOIS**

**Linda Pinsonneault
Michèle Bouchard
Claude Tremblay**

**Avec la collaboration du
Centre de toxicologie du Québec**

Juin 2000

Auteurs

Linda Pinsonneault, M.D., FRCPC

Michèle Bouchard, Ph.D.

Claude Tremblay, Ph.D.

Secrétariat

Claudette Girard, Direction de la santé publique de la Montérégie

Conception et réalisation de la page couverture

Bernard Lafleur

Zest graphique

Responsable de la publication et de la diffusion

Nathalie Hudon

La copie tue le livre! Cette phrase est devenue une maxime dans le domaine de la protection des droits d'auteur. Si ce document vous plaît, c'est peut-être parce que tant sa présentation que son contenu ont été soigneusement traités et ce, avec un souci de qualité digne de ses lecteurs. Copier c'est reproduire, acheter c'est produire!

Merci!

Pour obtenir une copie de ce document, adressez-vous à :

Madame Ginette Charbonneau

Direction de la santé publique

Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie

1255, rue Beauregard, Longueuil (Québec)

J4K 2M3

(450) 928-6777

Dans ce document, le générique masculin est utilisé sans intention discriminatoire et uniquement dans le but d'alléger le texte.

SANTECOM (<http://www.santecom.qc.ca>) : P 14,505

Dépôt légal

Bibliothèque Nationale du Québec

Bibliothèque Nationale du Canada

2e trimestre 2000

ISBN 2-89342-171-7

Mot du directeur

La Direction de la santé publique (DSP) élabore à chaque année plusieurs études dans le but de définir l'existence ou l'ampleur d'un problème de santé. Depuis plusieurs années, les résidants vivant à proximité de l'usine Stella-Jones, à Delson, se plaignaient des odeurs qui envahissaient leur quartier surtout en période estivale. Dans cet esprit, la DSP a mené une étude portant le niveau d'exposition des citoyens à ces émanations.

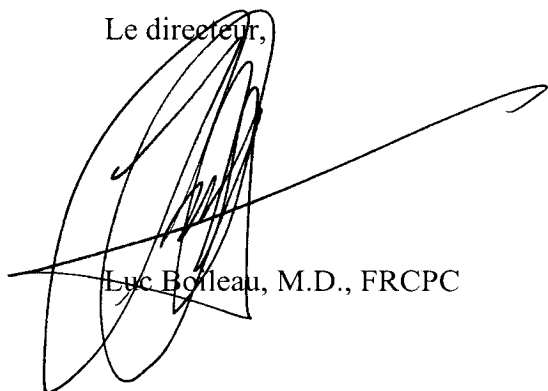
Dès le mois de juin 1999, la DSP a lancé une recherche auprès des différentes populations. Il s'agissait de vérifier les niveaux d'exposition à des contaminants tels que le pentachlorophénol (PCP) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Menées entre 1992 et 1994, plusieurs études réalisées, notamment, par le ministère de l'Environnement avaient déjà documenté la nature et les concentrations des divers contaminants. En 1994, la DSP avait d'ailleurs recommandé que la société Stella-Jones réduise ses émissions puisque les concentrations observées de naphthalène pouvaient occasionner des phénomènes irritatifs.

Avec cette nouvelle étude, la DSP fait un pas de plus en avant. La recherche cerne, en effet, de manière plus précise, le niveau d'exposition de la population environnante aux émanations de l'usine. Tout en éloignant le spectre de problèmes majeurs de santé, l'étude vient combler un manque de connaissance des impacts sur les individus.

La DSP croit que cette recherche permettra aussi aux citoyens, comme aux décideurs publics et gestionnaires privés, de privilégier des initiatives qui permettront de limiter les inconvénients associés à une telle problématique.

Le directeur,

A large, stylized handwritten signature in black ink, consisting of several overlapping loops and a long horizontal stroke extending to the right.

Luc Boileau, M.D., FRCPC

Remerciements

La réalisation de cette étude a été rendue possible grâce à la collaboration de nombreuses personnes. Nous tenons d'abord à remercier tous les participants sans qui cette étude n'aurait pas eu lieu ainsi que le député, monsieur Serge Geoffrion, et les membres du Comité de citoyens, messieurs Réjean Héroux et Stéphane La Roche, pour leur soutien. Nous désirons également remercier le ministère de l'Environnement pour sa collaboration ainsi que pour la collecte de données météorologiques et environnementales.

Collaborateurs

Analyses urinaires

Jean-Philippe Weber, Ph.D., Centre de toxicologie du Québec
Liliane Ferron, Centre de toxicologie du Québec
Alain Leblanc, Centre de toxicologie du Québec
Les techniciens du Centre de toxicologie du Québec

Analyses des données

Jacques Lemaire, Ph.D., statisticien, Centre de recherche de l'Hôpital Charles-LeMoine
Nathalie Bernier, technicienne, Direction de la santé publique de la Montérégie

Réalisation de l'étude

Caroline Bisson, Direction de la santé publique de la Montérégie
Nathalie Brault, Direction de la santé publique de la Montérégie
François Levac, Direction de la santé publique de la Montérégie
Touseef Mirza, Direction de la santé publique de la Montérégie
Geneviève Petit, Université de Sherbrooke
Christiane Thibault, Direction de la santé publique de la Montérégie

Table des matières

1	CONTEXTE	10
2	MATÉRIEL ET MÉTHODES	12
2.1	Population cible	12
2.2	Recrutement et collecte des données	12
2.3	Méthodes d'analyses	14
2.3.1	Méthodes d'analyses des indicateurs biologiques de l'exposition	14
2.3.2	Méthodes d'analyses statistiques	14
3	RÉSULTATS	16
3.1	Données météorologiques et choix de la fin de semaine	16
3.2	Description de l'échantillon	16
3.3	Concentrations urinaires de pentachlorophénol	16
3.4	Concentrations urinaires de naphthols	17
3.5	Concentrations urinaires de 1-OHP	21
4	DISCUSSION	22
4.1	Choix de méthode de surveillance de l'exposition	22
4.2	Contrôle des biais	23
4.3	Conditions d'exposition	23
4.4	Ampleur du risque	24
	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	26
	Annexe 1 Carte de la région où est située l'usine et localisation des groupes d'exposition	28
	Annexe 2 Élaboration de l'indice d'apport alimentaire en HAP	32
	Annexe 3 Transformation des données de naphthol	36
	RÉFÉRENCES	40
Tableau I	Description des participants en fonction du groupe d'exposition	18
Tableau II	Concentrations urinaires des métabolites (mol/mol de créatinine) en fonction du groupe d'exposition	19
Tableau III	Résultats des analyses de régression multiple des concentrations urinaires en fonction du groupe d'exposition et des variables de confusion potentielles	20
Figure 1	Distribution des concentrations urinaires α -naphthol (A), β -naphthol (B), α + β -naphthol (C) et 1-OHP (D) en fonction du groupe d'exposition et de l'échantillon	21

LISTE DES ABRÉVIATIONS

1-OHP	1-Hydroxypyrrène
α+β-naphtol	Somme de α-naphtol et de β-naphtol
1-naphtol	α-naphtol
2-naphtol	β-naphtol
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CTQ	Centre de toxicologie du Québec
DSP	Direction de la santé publique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IBE	Indice biologique d'exposition
PCP	Pentachlorophénol
RfC	Concentration de référence
T°	Température
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
VLE	Valeur limite d'exposition

1 Contexte

L'usine de Stella-Jones située à Delson, sur la Rive-Sud de Montréal, procède au traitement du bois avec la créosote pure, un mélange de créosote et d'huile lourde (50:50) ou du pentachlorophénol à 5 % dans de l'huile. Les procédés utilisant ces produits sont susceptibles de générer divers contaminants dans l'air ambiant. Depuis plusieurs années, les résidants des quartiers avoisinants à l'usine, soit Delson et Saint-Constant, émettent des plaintes concernant les odeurs associées aux activités de l'usine, en particulier les journées estivales chaudes et humides. Ils suspectent également que les produits émis lors de ces opérations sont responsables de problèmes de santé tels que des céphalées et des nausées.

Plusieurs études visant à documenter la nature et les concentrations des divers contaminants émis dans l'air ambiant par l'usine ont été réalisées entre 1992 et 1994. Les contaminants retrouvés étaient principalement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le naphthalène étant le composé présent en plus forte concentration (Monenco Agra, 1992; 1994; MENVIQ, 1995). La compagnie avait cependant contesté les résultats des études environnementales en avançant qu'une proportion importante des concentrations mesurées provenait d'autres sources. La Direction de la santé publique de la Montérégie (DSP) a tout de même effectué une évaluation des risques à la santé basée sur les résultats de ces études et a conclu que les risques de cancer étaient possiblement augmentés, bien qu'à un niveau non mesurable, et que les concentrations de naphthalène étaient potentiellement suffisantes pour occasionner des phénomènes irritatifs tels que ceux observés (Jacques et autres, 1994). La DSP recommandait alors que la compagnie réduise ses émissions, particulièrement par temps chaud et humide.

Depuis ces études, malgré un avis d'infraction émis par le ministère de l'Environnement et de la Faune en 1995 et diverses mesures de contrôle prises par la compagnie, la situation ne semble pas s'améliorer de façon notable selon les citoyens. La DSP a récemment été interpellée afin de revoir la situation et de proposer une stratégie permettant de réévaluer le problème et de faire des recommandations afin de protéger la santé publique.

Le traitement du bois à la créosote est une source connue de HAP dans l'air ambiant (Elovaara et autres, 1995; Heikkilä et autres, 1997). Les études environnementales décrites précédemment en arrivaient d'ailleurs à ces mêmes conclusions. De plus, lors de l'utilisation de pentachlorophénol (PCP) dans certains procédés, des composés phénoliques sont également susceptibles d'être émis. Il devient donc pertinent de déterminer si la population

vivant autour de l'usine est exposée de façon significative aux produits émis par cette dernière.

À cet effet, la surveillance biologique de l'exposition qui consiste à mesurer les niveaux des contaminants ou leurs métabolites dans les fluides biologiques, est une méthode de plus en plus utilisée pour évaluer la dose absorbée (Lauwerys et Hoet, 1993; Hansen et autres, 1994; 1995; Bouchard et Viau, 1999). En effet, cette approche permet d'estimer l'absorption provenant de l'ensemble des sources d'exposition aux contaminants en tenant compte des facteurs personnels. Les concentrations urinaires de PCP sont mesurées pour la surveillance biologique de l'exposition au PCP (Lauwerys, 1992). Le α - et le β -naphtol, d'importants métabolites urinaires du naphtalène chez l'humain, ont été utilisés comme marqueurs biologiques de l'exposition aux HAP volatils (Bienik, 1997; Kim et autres, 1999; Yang et autres, 1999). Par ailleurs, le 1-hydroxypyrene (1-OHP), un métabolite du pyrene présent dans l'urine, est fréquemment utilisé en tant qu'indicateur de l'exposition totale aux HAP d'origine environnementale (Zhao et autres, 1995; Gündel et autres, 1996; Roggi et autres, 1997; Van Wijnen et autres, 1996; Merlo et autres, 1998; Siwinska et autres, 1998). Des niveaux significativement élevés de 1-OHP et de naphtols urinaires ont été retrouvés chez des populations vivant à proximité d'industries émettant des HAP dans l'air ambiant (Ovrebo et autres, 1995; Bienik, 1997; Gilbert et Viau, 1997).

L'objectif de l'étude était de déterminer l'importance de l'exposition aux HAP et au PCP chez les résidants des quartiers situés à proximité de l'usine de traitement du bois de Stella-Jones, à Delson. À cette fin, une étude descriptive de type transversal a été réalisée afin de comparer les concentrations urinaires de α -, de β -naphtol, de 1-OHP et de PCP en fonction du niveau d'exposition potentielle, tout en tenant compte des facteurs personnels et des autres sources d'exposition aux HAP et au PCP.

2 Matériel et méthodes

2.1 Population cible

Trois niveaux d'exposition ont été définis a priori en fonction de la proximité des quartiers résidentiels par rapport à l'usine et de la direction des vents dominants. Les résidents de Delson demeurant dans les rues les plus rapprochées de l'usine qui sont sous les vents dominants ont formé le groupe le plus exposé. Les résidents de Saint-Constant demeurant dans les rues adjacentes à l'usine et situées à contrevent par rapport à l'usine ont constitué un groupe moins exposé. Finalement, le groupe témoin, non exposé, a été composé par les résidents de Saint-Constant vivant à distance et à contrevent de l'usine étant donné leur très faible probabilité d'exposition aux rejets atmosphériques de Stella-Jones. Ces 3 groupes étaient situés respectivement entre 50 et 360 m, 50 et 310 m, et 1,9 et 2,7 km du périmètre du terrain de l'usine et à une distance variant de 0,75 à 1,1 km, 1,5 à 1,75 km et 0,8 à 1,3 km respectivement d'un axe routier important, soit la Route 132 (voir la carte à l'annexe 1).

Pour participer à l'étude, les sujets des deux sexes devaient être âgés entre 18 et 60 ans. Les personnes ayant emménagé dans le secteur durant les trois mois précédant l'étude n'ont pas été considérées. Les sujets devaient être présents à leur domicile et ne pas travailler pour la plupart des 48 heures précédant les prélèvements urinaires. Les fumeurs, les individus exposés en milieu de travail aux HAP ou aux composés phénoliques ainsi que ceux qui utilisaient des onguents ou des shampooings à base de goudron ont été exclus de l'étude (Hansen et autres, 1993). Les personnes atteintes de SIDA, de cancers ou de maladies hépatiques ou rénales ont également été exclues de l'étude étant donné que ces maladies peuvent altérer leur fonctionnement métabolique normal.

2.2 Recrutement et collecte des données

L'échantillonnage des foyers situés dans les secteurs identifiés selon les niveaux d'exposition a été effectué de façon systématique à partir des listes électorales. Une seule personne par résidence a été retenue pour l'étude. L'objectif était de recruter 30 sujets par groupe. Aucune stratification pour l'âge ou le sexe n'a été effectuée étant donné que la plupart des études n'ont pu mettre en évidence d'effet de ces facteurs d'hôte sur l'excrétion urinaire des indicateurs biologiques d'intérêt (Van Wijnen et autres, 1996; Roggi et autres, 1997).

Lors du recrutement, les critères d'admissibilité ont été vérifiés et des données sociodémographiques (âge, sexe, niveau de scolarité, revenu familial) ont été recueillies. Durant les trois jours précédant les collectes urinaires, les sujets devaient éviter l'exposition à des sources de HAP telles que les lieux enfumés et les feux de bois ainsi que la consommation de nourriture riche en HAP, soit les aliments grillés, frits ou fumés (Dennis et autres, 1991; Van Rooij et autres, 1994). Bien que l'alimentation contribue peu à la charge de naphtalène (Fazio et Howard, 1983; Yang et autres, 1999), elle constitue une source importante de pyrène dans la population non exposée professionnellement aux HAP (Dennis et autres, 1991; Van Rooij et autres, 1994). Afin de contrôler cette variable, les participants devaient indiquer dans un journal alimentaire le nombre de portions d'aliments riches en HAP consommés durant les trois jours précédant les collectes urinaires. Ce questionnaire a servi à construire un indice d'apport alimentaire en HAP (annexe 2), le pyrène ayant été utilisé comme indicateur de l'ensemble des HAP.

Le questionnaire visait également à estimer l'exposition des participants aux autres sources potentielles de HAP (tabagisme passif, feux de bois, boules à mites, mécanique automobile, réfection de toiture ou d'asphalte) ainsi que la durée d'exposition dans le secteur (temps passé à la résidence ou dans le quartier). L'indice de masse corporelle (IMC), la consommation habituelle d'alcool ainsi que la consommation durant les trois jours précédant les collectes urinaires ont été également documentés. Les facteurs de confusion potentiels ont été contrôlés durant les trois jours précédant les collectes urinaires étant donné que la majeure partie d'une dose de pyrène ou de naphtalène est éliminée pendant cette période (Heikkilä et autres, 1995; Viau et autres, 1995).

L'étude s'est déroulée sur deux fins de semaine, les 7 et 8 août ainsi que les 14 et 15 août 1999, afin de maximiser la probabilité qu'une des deux fins de semaine présente des conditions météorologiques favorables. En effet, le temps chaud est associé à des émissions plus importantes de composés organiques volatils. Sur la base des données météorologiques, la fin de semaine présentant les conditions les plus favorables a été sélectionnée pour les analyses.

Pour chaque fin de semaine, les sujets devaient recueillir un échantillon d'urine le dimanche soir et le lundi matin et les conserver au congélateur. Des bouteilles en polyéthylène de 100 ml ont été utilisées pour les prélèvements urinaires. Les échantillons ont ensuite été mis sur de la glace sèche et acheminés dans les meilleurs délais au laboratoire où ils ont été conservés à -20°C jusqu'à l'analyse des différents indicateurs biologiques.

2.3 Méthodes d'analyses

2.3.1 Méthodes d'analyses des indicateurs biologiques de l'exposition

Les échantillons ont été analysés au Centre de toxicologie du Québec. Pour l'analyse du 1-OHP et du α - et β -naphthol dans l'urine, les échantillons ont été soumis à une hydrolyse enzymatique pour libérer les formes glucurono- et sulfo-conjuguées des métabolites. Les métabolites ont ensuite été extraits à pH à neutre à l'aide d'une solution hexane/ethyl ether. Les extraits ont été dérivés avec du diazométhane en solution dans l'éther pour l'analyse du 1-OHP ou avec de l'anhydride acétique en présence de carbonate de potassium pour l'analyse des naphthols. Les biomarqueurs ont par la suite été quantifiés par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détection par spectrométrie de masse en mode séquentiel de dépistage sélectif d'ions (GC/MS/SIM). La limite de détection était de 0,5 nmol de 1-OHP par litre d'urine (0,1 $\mu\text{g/l}$ ou approximativement 0,035 $\mu\text{mol/mol}$ créatinine) et 0,7 nmol de α - ou β -naphthol par litre d'urine (0,1 $\mu\text{g/l}$ ou environ 0,052 $\mu\text{mol/mol}$ créatinine). Les récupérations moyennes à partir d'échantillons urinaires enrichis avec 9,2 nmol/l d'étalon de référence de 1-OHP et 13,9 nmol/l de α - ou β -naphthol (2 $\mu\text{g/l}$) étaient de 93 %, 98 % et 99 %, respectivement ($n = 3$ dans chaque cas). Les coefficients de variation interjournaliers pour des analyses répétées du même échantillon urinaire de fumeur étaient de 8,2 % ($n = 15$ jours) pour l'analyse du 1-OHP, et de 4,16 % et 3,63 % ($n = 29$ jours) pour l'analyse du α - et β -naphthol. Les concentrations de biomarqueurs urinaires ont été corrigées par la créatinine.

Pour l'analyse du pentachlorophénol dans l'urine, les échantillons ont été soumis à une hydrolyse acide pour libérer les formes glucurono- et sulfo-conjuguées puis extraits à l'aide du dichlorométhane. Après concentration, les extraits ont été dérivés avec du diazométhane et analysés par GC/MS/SIM. La limite de détection du pentachlorophénol était de 0,04 μmol par litre d'urine. Le pourcentage de récupération moyen était de 89 % ($n = 3$) pour un niveau d'enrichissement de 0,8 $\mu\text{mol/l}$. Le coefficient de variation intrajournalier était de 2,15 % ($n = 10$).

2.3.2 Méthodes d'analyses statistiques

Les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel SPSS/PC Plus version 8.0 (SPSS Inc., Chicago). Toutes les analyses ont été réalisées sur les concentrations urinaires des métabolites corrigées pour la créatinine afin de tenir compte du degré de dilution urinaire variable (Alessio et autres, 1985). Lorsque les concentrations urinaires de 1-OHP étaient inférieures au seuil de détection, la moitié de la valeur du seuil, soit 0,25 nmol/l, était alors attribuée à ces participants. Cette valeur était ensuite corrigée pour la concentration en créatinine. Les analyses descriptives ont été réalisées sur les données corrigées mais non transformées.

Les données corrigées de α -, de β - et de la somme de α - et β -naphtol ($\alpha+\beta$ -naphtol) ont été transformées à l'aide de la racine carrée du logarithme népérien (voir l'annexe 3) et celles du 1-OHP à l'aide du logarithme népérien, afin d'obtenir une distribution normale de ces variables.

Les analyses ont été faites avec et sans les données des sujets dont l'urine était trop diluée (concentration de créatinine inférieure à 4,4 mmol/l) (Truchon, 1999). Les résultats étant similaires, seuls ceux incluant tous les participants sont présentés.

Les groupes d'exposition ont été comparés à partir des variables de confusion à l'aide de tests d'analyse de variance (ANOVA) pour les variables continues normalement distribuées (âge, indice de masse corporelle, biomarqueurs, indice de l'apport alimentaire en HAP) et de tests de Kruskal-Wallis pour les variables continues non normalement distribuées (consommation d'alcool, temps au domicile, dans le quartier ou à l'extérieur du quartier, incluant au travail). Des tests de chi carré ont été effectués pour les variables catégoriques (sexe, niveau d'éducation, niveau de revenu familial, exposition au tabagisme passif ou à d'autres sources de HAP).

Les associations entre les variables de confusion potentielles et les concentrations urinaires ont également été vérifiées à l'aide des mêmes tests et de tests de corrélation de Pearson pour les variables normalement distribuées et de Spearman pour les variables non normalement distribuées. Les corrélations entre les diverses variables de confusion associées aux concentrations urinaires ont été testées de façon similaire.

Finalement, des analyses de régression linéaire multiple ont été effectuées (procédure GLM) pour contrôler l'effet potentiel des facteurs de confusion sur la relation entre le groupe d'exposition et les concentrations urinaires de α -, β - et $\alpha+\beta$ -naphtol ainsi que de 1-OHP. Seules les variables présentant une association significative avec la concentration des marqueurs urinaires ont été incluses dans les modèles multivariés afin de s'assurer d'avoir une puissance suffisante pour détecter une différence. La différence était considérée significative si la probabilité d'erreur α était inférieure à 5 % ($p < 0,05$).

3 Résultats

3.1 Données météorologiques et choix de la fin de semaine

La fin de semaine des 7 et 8 août 1999, les vents du dimanche ne soufflaient pas en direction d'aucun des groupes. De plus, cette fin de semaine a été pluvieuse (12,5 mm de pluie) et froide (T° moyenne de 16,8°C). Par contre, la fin de semaine des 14 et 15 août 1999 a été marquée par des conditions météorologiques plus clémentes (3,5 mm de pluie) avec une température légèrement plus chaude (T° moyenne de 17°C), bien qu'inférieure à la normale saisonnière (19°C) ou à la moyenne pour les mois de juillet et août 1999 (19,9°C) (Environnement Canada, 1999). Les vents du samedi soufflaient vers le quartier modérément exposé pour tourner vers le quartier très exposé durant la journée de dimanche. La deuxième fin de semaine a donc été sélectionnée pour les analyses même si les conditions météorologiques étaient sous-optimales.

3.2 Description de l'échantillon

Soixante-neuf personnes ont participé à l'étude la deuxième fin de semaine. Le groupe fortement exposé (Delson) comportait 30 participants; le groupe moyennement exposé (Saint-Constant, près de l'usine) en comptait 9 et le groupe témoin 30 (Saint-Constant, loin de l'usine). Six sujets ont été exclus des analyses parce qu'ils n'ont pas été présents les deux jours précédant les collectes urinaires. Les caractéristiques de l'ensemble des participants sont décrites au tableau I. Dans l'ensemble, les trois groupes sont comparables pour toutes les variables à l'exception de l'âge, de la scolarité et du revenu familial. Les participants du groupe le plus exposé étaient en moyenne plus âgés ($p < 0,001$), moins scolarisés ($p = 0,009$) et avaient un revenu familial plus faible ($p = 0,005$).

Le groupe moyennement exposé a été exclu des analyses de comparaison car le nombre de participants était trop faible.

3.3 Concentrations urinaires de pentachlorophénol

Les concentrations urinaires de pentachlorophénol étaient sous la limite de détection de 20 nmol/l pour tous les prélèvements, à l'exception de quatre valeurs. Ces dernières étaient réparties également entre les groupes d'exposition. Aucune analyse plus détaillée n'a été effectuée.

Tableau I : Description des participants en fonction du groupe d'exposition

Variables	Exposés ¹	Peu exposés ²	Non exposés ³	Différences (valeur p)
Âge (moyenne ± écart type)	42,8 ± 9,8	38,6 ± 8,3	33,3 ± 4,3	0,001
Sexe (% de femme (n))	76 (22)	63 (5)	73 (19)	0,753
Indice de masse corporelle (moyenne ± écart type)	26,2 ± 4,8	27,7 ± 3,1	25,3 ± 5,5	0,461
Plus haut niveau de scolarité (% secondaire ou moins)	66 (19)	50 (4)	19 (5)	0,009
Revenu familial (% avec un revenu >50 000\$ (n))	37 (10)	88 (7)	83(20)	0,005
Statut d'emploi (% avec emploi (n))	62 (18)	50 (4)	69 (18)	0,600
Exposition à la fumée de cigarette ⁴ (% d'exposés (n))	30 (8)	13 (1)	24 (6)	0,610
Indice de l'apport alimentaire en HAP ⁴⁻⁵ (médiane)	0,212	0,106	0,161	0,749
Consommation d'alcool ⁴ (médiane du nombre de verres ⁶)	0	1,0	0,5	0,360
Temps dans la zone résidentielle ⁴ (médiane du nombre d'heures)	42	36	43	0,793

¹ Delson

² Saint-Constant, près de l'usine

³ Saint-Constant, loin de l'usine

⁴ Durant les trois jours précédant les collectes urinaires

⁵ Voir l'annexe pour les détails du calcul

⁶ Un verre moyen contient 14 g d'éthanol

3.4 Concentrations urinaires de naphhtols

Le tableau II présente les concentrations urinaires de α -, β -naphhtol et α + β -naphhtol dans les groupes exposés et non exposés. De façon générale, les concentrations urinaires étaient supérieures dans le groupe exposé par rapport au groupe témoin et ce, de façon plus marquée pour les échantillons du matin ($p < 0,001$) que pour ceux du soir ($p = 0,027$ à $0,053$) (voir figures 1A, 1B, 1C).

Les associations entre les concentrations urinaires de α -, β -naphhtol et α + β -naphhtol et les facteurs de confusions potentiels (âge, sexe, IMC, niveau de scolarité, revenu familial, exposition à la fumée de tabac, consommation d'alcool, exposition à des feux de bois et le

temps d'exposition dans le secteur résidentiel) ont été vérifiées par des analyses bivariées. Seul l'âge était associé avec toutes les mesures urinaires de naphthol ($p < 0,01$). L'exposition à la fumée de tabac était associée à l'excrétion de β -naphthol dans les urines du soir ($p = 0,025$), mais pas celles du matin ($p = 0,254$).

Tableau II : Concentrations urinaires des métabolites ($\mu\text{mol/mol}$ de créatinine) en fonction du groupe d'exposition

Marqueurs	Échantillons	Groupes	n	MG ¹	5 %	95 %	Médiane	MA ²	et. ³	
α -Naphthol	Soir	Très exposé	29	2,04	0,55	6,00	2,18	2,59	0,31	
		Non exposé	25	1,36	0,39	7,02	1,10	1,94	0,37	
		Total	54	1,69	0,53	6,54	1,68	2,29	0,24	
	Matin	Très exposé	28	2,49	0,77	8,43	2,67	3,03	0,38	
		Non exposé	26	1,17	0,37	6,88	1,01	1,64	0,34	
		Total	54	1,73	0,55	6,81	1,61	2,36	0,27	
	β -Naphthol	Soir	Très exposé	29	1,78	0,82	3,67	1,68	1,71	0,16
			Non exposé	25	1,36	0,63	5,07	1,04	1,71	0,26
			Total	54	1,57	0,64	4,11	1,55	1,85	0,15
Matin		Très exposé	28	1,94	1,03	4,96	2,05	2,13	0,20	
		Non exposé	26	1,08	0,49	5,05	0,98	1,36	0,24	
		Total	54	1,47	0,54	4,04	1,45	1,76	0,16	
α + β -Naphthol		Soir	Très exposé	29	4,06	1,80	8,37	3,80	4,55	0,39
			Non exposé	25	2,88	1,02	10,85	2,69	3,65	0,57
			Total	54	3,47	1,35	9,64	3,48	4,13	0,34
	Matin	Très exposé	28	4,59	1,99	12,14	4,88	5,16	0,49	
		Non exposé	26	2,34	0,94	11,86	1,96	3,00	0,55	
		Total	54	3,31	1,21	11,68	3,24	4,11	0,39	
	1-OHP	Soir	Très exposé	29	0,049	0,012	0,170	0,053	0,063	0,008
			Non exposé	24	0,056	0,012	0,477	0,049	0,096	0,025
			Total	53	0,051	0,013	0,255	0,054	0,078	0,012
Matin		Très exposé	28	0,048	0,015	0,122	0,050	0,057	0,006	
		Non exposé	26	0,054	0,013	0,417	0,048	0,084	0,021	
		Total	54	0,052	0,015	0,249	0,049	0,070	0,010	

¹ Moyenne géométrique

² Moyenne arithmétique

³ Erreur type

Les analyses de régression linéaire multivariées sur les valeurs de α -, de β -naphthol et α + β -naphthol en fonction du groupe d'exposition ont été effectuées en ajustant pour le tabagisme passif. Ces analyses ont démontré que seul le groupe d'exposition était

significativement et constamment associé à toutes les mesures urinaires de naphthol (voir tableau III). Ces analyses ont aussi mis en évidence une association entre le tabagisme passif et l'excrétion de β -naphthol dans les urines du soir. L'âge était trop étroitement lié au groupe d'exposition pour être inclus dans le modèle.

Tableau III : Résultats des analyses de régression multiple des concentrations urinaires en fonction du groupe d'exposition et des variables de confusion potentielles

Variables dépendantes	Échantillons	Variables indépendantes	Estimation du paramètre	R ² partiel	Valeur p
α -Naphthol	Soir	Groupe d'exposition	0,171	0,087	0,037
		Tabagisme passif	0,090	0,021	0,320
	Matin	Groupe d'exposition	0,303	0,262	< 0,001
		Tabagisme passif	0,076	0,017	0,363
β -Naphthol	Soir	Groupe d'exposition	0,118	0,091	0,033
		Tabagisme passif	0,138	0,098	0,027
	Matin	Groupe d'exposition	0,236	0,280	< 0,001
		Tabagisme passif	0,062	0,021	0,315
α + β -Naphthol	Soir	Groupe d'exposition	0,124	0,119	0,014
		Tabagisme passif	0,098	0,064	0,077
	Matin	Groupe d'exposition	0,224	0,307	< 0,001
		Tabagisme passif	0,069	0,032	0,212
1-OHP	Soir	Groupe d'exposition	-0,139	0,006	0,591
		Indice alimentaire de HAP ¹	0,088	0,002	0,747
		Tabagisme passif	0,397	0,040	0,172
	Matin	Groupe d'exposition	-0,021	< 0,001	0,922
		Indice alimentaire de HAP ¹	-0,108	0,005	0,633
		Tabagisme passif	0,131	0,007	0,571

¹ Voir annexe 2

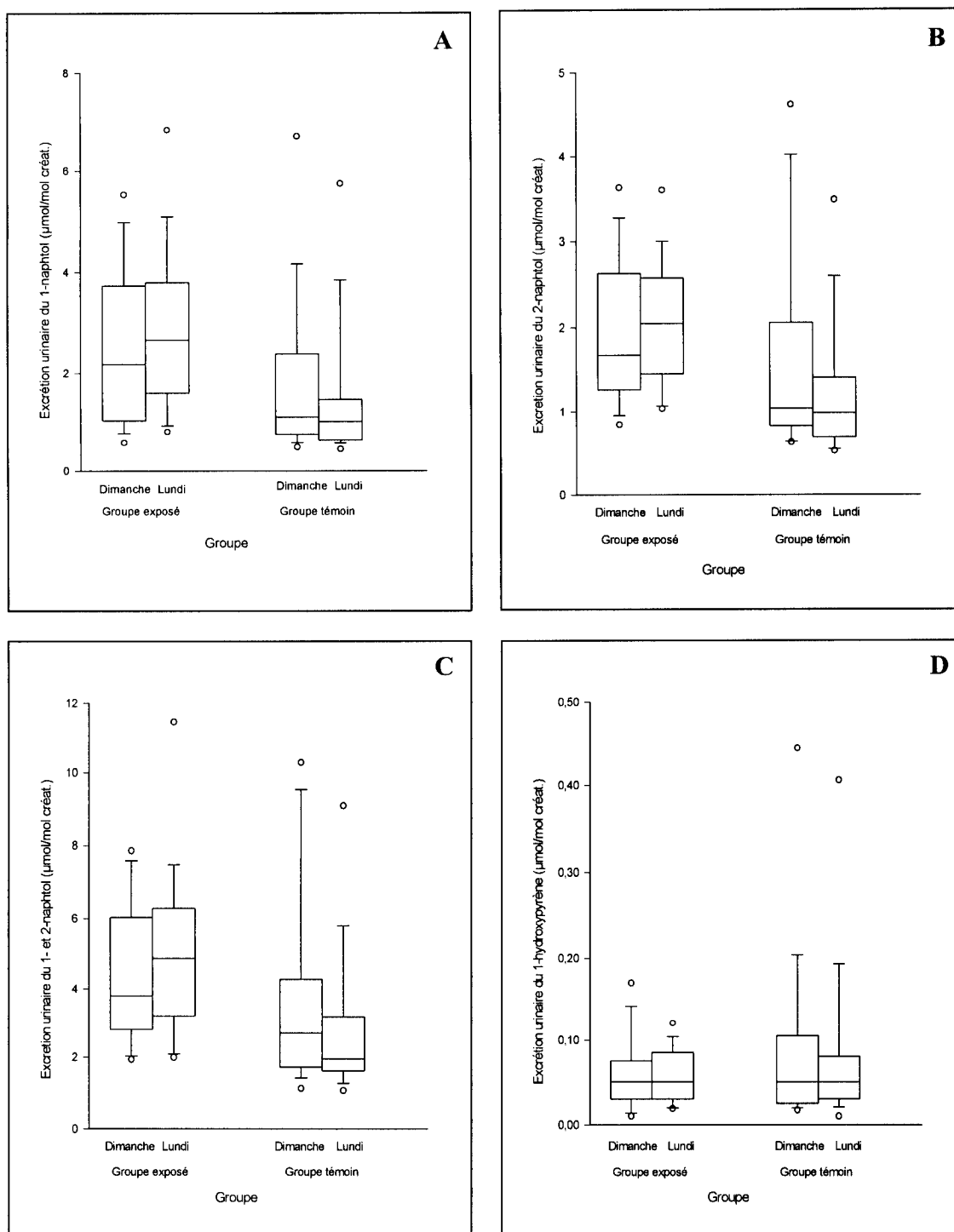


Figure 2 : Distribution des concentrations urinaires α -naphthol (A), β -naphthol (B), $\alpha+\beta$ -naphthol (C) et 1-OHP (D) en fonction du groupe d'exposition et de l'échantillon

Les lignes horizontales respectivement, de haut en bas, les 90^e, 75^e, 50^e, 25^e et 10^e percentiles. Les cercles à l'extérieur de la boîte de distribution représentent les 5^e et 95^e percentiles.

3.5 Concentrations urinaires de 1-OHP

Les concentrations urinaires de 1-OHP n'étaient pas significativement différentes entre les groupes d'exposition ($p = 0,590$ le soir et $p = 0,601$ le matin). Les moyennes géométriques respectives (5^e et 95^e percentiles) des deux groupes étaient de 0,05 (0,01-0,17) et de 0,06 (0,01-0,48) $\mu\text{mol/mol}$ de créatinine dans les urines du soir ainsi que de 0,05 (0,02-0,12) et de 0,05 (0,01-0,48) $\mu\text{mol/mol}$ de créatinine le matin (voir tableau II et figure 1D).

De plus, aucune association statistiquement significative n'a pu être mise en évidence entre les concentrations urinaires de 1-OHP et les facteurs de confusion potentiels (valeurs p se situaient entre 0,102 et 0,643 dans les analyses bivariées). Des analyses multivariées ont tout de même été réalisées en incluant le groupe d'exposition, le tabagisme passif et l'apport alimentaire en HAP dans le modèle. Les résultats obtenus étaient similaires à ceux des analyses bivariées (voir tableau III).

4 Discussion

La présente étude a démontré, par une surveillance biologique de l'exposition, que les individus vivant à proximité de l'usine de traitement du bois absorbent davantage de naphthalène, et donc possiblement d'autres HAP volatils, qu'une population témoin. En effet, par la mesure de métabolites urinaires, il a été possible de vérifier que les niveaux de naphthalène dans l'air ambiant générés par le procédé de traitement du bois conduisent à une augmentation de la charge corporelle chez la population résidant à proximité de l'usine. Toutefois, cette dernière ne semble pas être exposée de façon importante au pyrène et au pentachlorophénol.

4.1 Choix de méthode de surveillance de l'exposition

Différentes méthodes ont été considérées afin de déterminer si les niveaux atmosphériques des contaminants émis par l'usine étaient problématiques. La surveillance biologique a été retenue pour évaluer l'importance de l'exposition. Cette approche a l'avantage de donner une estimation de la dose de contaminants réellement absorbée. Elle permet également d'intégrer la contribution de l'ensemble des sources d'exposition en tenant compte de facteurs personnels. Ce type de surveillance apparaît la méthode la plus appropriée dans le contexte d'exposition environnementale aux HAP, en particulier lorsque le devis de l'étude est établi de façon à contrôler la variabilité entre les individus.

Le recours à une surveillance environnementale, soit la mesure des concentrations de contaminants dans l'air, a déjà fait l'objet d'études dans le passé (Monenco Agra, 1992; 1994; MENVIQ, 1995). Cependant, les concentrations atmosphériques de contaminants émis par l'usine se sont avérées très variables dans le temps. Ceci résulte, entre autres, du fait que l'usine utilise différents procédés de traitement du bois (traitement à la créosote pure ou à des mélanges créosote-huile ou huile-pentachlorophénol) et que les émissions varient selon les étapes du procédé (Roche, 2000). En outre, de nombreux autres facteurs tels que les conditions météorologiques, les limites de la méthode d'échantillonnage et d'analyse des contaminants dans l'air (U.S. EPA, 1999) rendent complexe l'interprétation des résultats de surveillance environnementale de l'exposition. Dans la présente étude, l'évaluation environnementale de l'exposition a été utilisée en complément à la surveillance biologique.

D'autre part, une surveillance des effets de santé n'a pas été envisagée puisque difficilement réalisable dans le contexte de cette étude. En effet, les problèmes de santé facilement

objectivables sont trop peu fréquents pour être mesurés dans une population de si petite taille, au sens statistique, ou encore, ne sont pas spécifiques aux contaminants d'intérêt.

4.2 Contrôle des biais

Il est à noter que dans cette étude, le devis et le déroulement ont été établis afin de limiter et de contrôler les biais potentiels, ceux-là pouvant se produire au niveau de l'échantillonnage, de la collecte d'information ou de l'analyse. D'abord, il a fallu s'assurer que les sujets participant à l'étude soient représentatifs de l'ensemble des individus vivant dans chacun des quartiers visés. Ainsi, le mode de recrutement systématique des sujets a assuré une probabilité égale à tous les résidants des secteurs sélectionnés de participer à l'étude. Les personnes ayant refusé de prendre part à l'étude présentaient également des caractéristiques sociodémographiques similaires à celles des participants (âge, sexe, revenu et scolarité). Par ailleurs, pour limiter le risque de biais de rappel (information), les facteurs de confusion, notamment les facteurs personnels (alimentation, activités de loisirs, etc.) susceptibles d'occasionner une exposition à des HAP, ont été documentés par questionnaire au moment de leur survenue. Afin de mieux contrôler ces facteurs a priori, les sujets ont reçu comme consigne de ne pas s'exposer à des sources importantes de HAP autres que les émissions de l'usine. Cette consigne semble avoir été respectée puisque les concentrations urinaires moyennes de 1-OHP étaient comparables à celles observées dans d'autres populations contrôles du Québec (0,052 $\mu\text{mol/mol}$ de créatinine dans cette étude par rapport à 0,046 et 0,060 $\mu\text{mol/mol}$ de créatinine dans d'autres études québécoises) (Gilbert et Viau, 1997; St-Amour et autres, 2000). En outre, des analyses multivariées ont été réalisées pour tenir compte de facteurs tels que l'alimentation et l'exposition à la fumée de tabac ambiante qui auraient pu modifier les associations observées. Cette dernière procédure a permis d'éliminer une autre source potentielle de variabilité.

4.3 Conditions d'exposition

Les conditions atmosphériques dans lesquelles la présente étude a été réalisée correspondent probablement à un scénario d'exposition faible aux contaminants émis par l'usine de traitement du bois pour la période estivale. D'une part, les températures n'étaient pas extrêmes pour l'été. Les deux jours précédant la collecte urinaire, celles-ci étaient nettement sous la température normale pour le mois d'août de même que sous la moyenne de juillet et d'août 1999. D'autre part, les vents ne soufflaient pas en direction du groupe exposé le 14 août ainsi qu'une partie de la journée du 15 août (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1999). Le niveau d'exposition observé constitue donc probablement le niveau de base minimal de la période estivale.

4.4 Ampleur du risque

Selon les données de surveillance biologique et environnementale de l'exposition, les risques potentiels d'effets sur la santé sont principalement associés aux émissions de naphthalène. Au niveau environnemental, des valeurs limites d'exposition (VLE) de naphthalène dans l'air ont été proposées par des organismes gouvernementaux. Une concentration de référence dans l'air (RfC) de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été établie par le U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1998) afin de prévenir des effets chroniques potentiels au niveau des muqueuses nasales. La RfC représente le niveau d'exposition de naphthalène dans l'air le plus élevé en dessous duquel le risque d'effets néfastes devrait être négligeable chez une personne exposée quotidiennement durant 70 ans.

Pendant les fins de semaines de collectes urinaires de la présente étude, des mesures des concentrations atmosphériques de naphthalène dans les secteurs fortement et moyennement exposés aux émissions de l'usine de Stella-Jones ont été effectuées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du ministère de l'Environnement. Les concentrations de naphthalène dans le secteur exposé dépassaient la valeur de référence dans l'air de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, proposée par le U.S. EPA, deux des quatre jours échantillonnés dans le secteur exposé de Delson ($1,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $5,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$, non décelable et $3,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les 6, 7, 14 et 15 août respectivement) et un des trois jours mesurés dans le quartier moyennement exposé de Saint-Constant (non décelable, non décelable et $5,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les 6, 7 et 14 août, respectivement) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1999). Cependant, ces résultats doivent être utilisés avec circonspection étant donné qu'un nombre restreint d'échantillons ($n = 8$) ont été prélevés dans les zones d'exposition potentielles et que le seuil de détection de la méthode utilisée était élevé. Il est aussi à considérer que l'usine utilise différents procédés de traitement du bois et que des pointes d'émissions peuvent survenir à certaines étapes de ces procédés (Roche, 2000). Il est donc probable que les concentrations atmosphériques puissent atteindre, de façon transitoire, des niveaux beaucoup plus élevés que ceux observés.

Le U.S. EPA classe le naphthalène comme cancérigène possible sur la base d'expériences animales (U.S. EPA, 1998), sans toutefois émettre une concentration seuil. En parallèle, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) ne l'a pas soumis à une évaluation stricte (non classé) (IARC, 1987; 2000).

En ce qui concerne les résultats de surveillance biologique de l'exposition, comme mentionné précédemment, il a été observé que les individus vivant à proximité de l'usine de traitement du bois étaient significativement (statistiquement) plus exposés au naphthalène qu'une population témoin. Il est toutefois difficile de traduire cette exposition en termes de risques d'effets sur la santé. En effet, il n'existe pas d'indice biologique de l'exposition

(IBE) aux HAP à l'heure actuelle, c'est-à-dire de valeur limite de métabolites de HAP dans les fluides biologiques (indicateurs biologiques) en dessous de laquelle les risques d'effets sur la santé seraient négligeables. Il est à noter que les valeurs mesurées dans le groupe exposé sont plus faibles que celles observées chez des travailleurs exposés à la créosote (Heikkilä et autres, 1995; 1997) ou chez des fumeurs non exposés professionnellement (Bienik, 1997; Yang et autres, 1999). Par contre, elles sont similaires à celles rapportées chez des populations asiatiques de non-fumeurs exposées à des niveaux environnementaux de HAP plus élevés que ceux habituellement retrouvés au Québec (Kim et autres, 1999; Yang et autres, 1999).

Sur la base des données environnementales et biologiques, le risque de cancers attribuables aux émissions de naphthalène par l'usine de Stella-Jones est non quantifiable. Néanmoins, la présence d'effets aigus tels que des céphalées, des nausées ainsi que des irritations et de l'inflammation des muqueuses (yeux, nez, gorge, etc.) ne peut être exclue lors de pointes d'émissions. Par ailleurs, il est documenté que l'exposition à des stressors, tant physiques que psychologiques, peut affecter le fonctionnement du système immunitaire par des mécanismes neuroendocriniens (Masek et autres, 2000; Kropiunigg, 1993). Cette série d'interactions entre les systèmes se nomme l'axe psycho-neuro-immunologique. Certaines études ont d'ailleurs démontré une susceptibilité accrue aux infections chez des sujets exposés à des stressors (Sheridan et autres, 1994; Cohen, 1995). Chez les individus vivant à proximité de l'usine de traitement du bois, de tels effets sont difficiles à mettre en évidence mais ne peuvent être exclus.

En conclusion, les personnes vivant à proximité de l'usine de traitement du bois de la compagnie Stella-Jones sont davantage exposées au naphthalène, et possiblement aux autres HAP volatils, que la population générale du Québec. Considérant que les activités de l'usine occasionnent des pointes d'émissions de contaminants dans l'air ambiant, il est probable que des troubles de santé aigus ou des perturbations psycho-neuro-immunologiques se manifestent dans cette population et soient associés à l'exposition à ces contaminants.

Conclusion et recommandations

Considérant que :

- la population de Delson vivant à proximité de l'usine de traitement du bois est davantage exposée au naphthalène;
- la survenue de cancers est peu probable;
- la survenue d'effets aigus ou liés à des troubles immuno-endocriniens est probable.

Nous recommandons que la compagnie Stella-Jones, propriétaire de l'usine de traitement du bois située à Delson, mette en œuvre toutes les mesures nécessaires afin de :

1. s'assurer que la concentration de naphthalène dans l'air ambiant soit inférieure à $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les secteurs résidentiels situés à proximité des installations; il s'agit d'un niveau moyen basé sur 24 heures, et ce, en référence au seuil proposé par le U.S. EPA;
2. réduire la quantité de contaminants émis par son usine lors des émissions de pointe.

ANNEXE 1

**CARTE DE LA RÉGION OÙ EST SITUÉE L'USINE ET
LOCALISATION DES GROUPES D'EXPOSITION**

ANNEXE 2

ÉLABORATION DE L'INDICE D'APPORT ALIMENTAIRE EN HAP

Aliments ¹	Concentration de pyrène(µg/kg d'aliment) ²	Poids d'une portion (g) ³	Quantité de pyrène par portion ⁴ (µg)
Jambon	11	30	0,34
Poisson fumé	2	150	0,30
Margarine	2	5	0,01
Coconut	25	10	0,25
Pommes de terre frites	7	50	0,35
Chips	7	30	0,21
Autres fritures	7	100	0,70
Steak (non cuit au barbecue)	19	120	2,25
Steak sur le barbecue (peu grillé)	25	120	3,00
Steak sur le barbecue (très grillé)	35	120	4,20
Côtelettes de porc (non cuites au barbecue)	42	120	5,04
Côtelettes de porc sur le barbecue (peu grillées)	42	120	5,04
Côtelettes de porc sur le barbecue (très grillées)	80	120	9,60
Autres viandes (non cuites au barbecue)	1	120	0,07
Autres viandes sur le barbecue (peu grillées)	5	120	0,60
Autres viandes sur le barbecue (très grillées)	25	120	3,00
Hamburger (non cuit au barbecue)	8	120	0,91
Hamburger sur le barbecue (peu grillé)	8	120	0,96
Hamburger sur le barbecue (très grillé)	25	120	0,03
Aliments autres que la viande sur le barbecue (peu grillés)	5	120	0,60
Aliments autres que la viande sur le barbecue (très grillés)	25	120	3,00
Bacon	11	30	0,34
Saucisses (non cuites au barbecue)	2	40	0,08
Saucisses sur le barbecue (peu grillées)	40	40	1,60
Saucisses sur le barbecue (très grillées)	100	40	4,00

¹ Tel que décrit dans le questionnaire.

² Les concentrations de pyrène dans les différents aliments ont été retrouvées dans Lijinski (1991), Van Rooij et autres (1994), Chénier et Viau (1997) et Roggi et autres (1997).

³ Le poids des portions (en grammes) a été défini dans le questionnaire d'après les portions décrites dans le Guide alimentaire canadien (Santé Canada, Canada) ou en fonction des portions disponibles commercialement.

⁴ La quantité de pyrène par portion a été multipliée par le nombre de portions consommées par les participants durant les 0-24 h, 24-48 h et 48-72 h précédant les collectes urinaires. Considérant une demi-vie de 12 h pour l'élimination du 1-OHP dans l'urine (Viau et autres, 1995), la consommation estimée de HAP durant ces périodes a été considérée comme contribuant à 100 %, 25 % et 6,25 %, respectivement, de l'excrétion des métabolites urinaires associés à l'apport alimentaire de HAP.

ANNEXE 3

TRANSFORMATION DES DONNÉES DE NAPHTOL

Les données de α -naphтол, β -naphтол et la somme de α + β -naphтол n'étaient pas normalement distribuées même après une transformation logarithmique. Afin d'obtenir une distribution normale, nécessaire pour les analyses multivariées, une transformation supplémentaire a dû être réalisée. La meilleure méthode a été d'extraire la racine carrée de la valeur obtenue par la transformation logarithmique. Cependant, certaines des concentrations étant inférieures à 1, les valeurs du logarithme étaient négatives et l'extraction de la racine devenait alors impossible à effectuer. Afin de pallier à ce problème, toutes les concentrations de naphтол ont été divisées par la plus petite valeur, soit 0,023. Ainsi, tous les résultats de logarithme devenaient supérieurs ou égaux à 0 et l'extraction de la racine devenait possible.

La formule finale de transformation est :

$$\sqrt{\text{LN}\left(\frac{[\text{naphтол}]_{\text{urinaire}}}{0,023}\right)}$$

Références

- BIENIK, G. *Urinary naphthols as an indicator of exposure to naphthalene*, Scan J Work Environ Health, 1997, vol. 23, p. 414-420.
- BOUCHARD, M. et C. VIAU. *Urinary 1-hydroxypyrene as a biomarker of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons : biological monitoring strategies and methodology for determining biological exposure indices for various work environments*, Biomarkers, vol. 4, n° 3, 1999, p. 159-187.
- CENTRE D'EXPERTISE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. *Projet Stella-Jones : Industrie de préservation du bois. Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et du pentachlorophénol dans l'air ambiant de ce secteur*, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement, 1999, 10 p.
- CHÉNIER, V., et C. VIAU. *Mesure des variations de l'excrétion urinaire du 1-hydroxypyrene chez des individus sans exposition professionnelle aux hydrocarbures aromatiques polycycliques*, Travail et Santé, 1997, vol. 13, n° 4, p. S21-22.
- COHEN, S. *Psychological Stress and Susceptibility to Upper Respiratory Infections*, Am J. Respir Care Med, 1995, vol. 152, p. S53-S58.
- DENNIS, M.-J., et autres. *Factors affecting the polycyclic aromatic hydrocarbon content of cereals, fats and other food products*, Food Additives Contam, 1991, vol. 8, p. 517-530.
- ELOVAARA, E., et autres. *Significance of dermal and respiratory uptake in creosote workers : exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and urinary excretion of 1-hydroxypyrene*, Occup Environ Med, 1995, vol. 52, p. 196-203.
- ENVIRONNEMENT CANADA. *Données météorologique pour juillet et août 1999*, Climatologie, Environnement Canada, Bureau des services météorologiques et environnementaux - Est du Québec, Rimouski, Québec.
- FAZIO, T., et J.-W. HOWARD. *Polycyclic aromatic hydrocarbons in food*, In : Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons (Bjorseth, A., ed.), New York, NY : Dekker, 1983; p. 461-505.
- GILBERT, N.-L., et C. VIAU. *Biological monitoring of environmental exposure to PAHs in the vicinity of a Söderberg aluminium reduction plant*, Occup Environ Med, 1997, vol. 54, p. 619-621.
- GÜNDEL, J., et autres. *Urinary levels of 1-hydroxypyrene, 1-, 2-, 3- and 4-hydroxyphenanthrene in females living in an industrial area of Germany*, Arch Environ Contam Toxicol, 1996, vol. 31, p. 585-590.

- HANSEN, A.-M., O.-M. POULSEN et T. MENNÉ. *Longitudinal study of excretion of metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons in urine from two psoriatic patients*, Acta Derm-Venereol, 1993, vol. 73, p. 88-190.
- HANSEN, A., et autres. *Correlation between work process-related exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and urinary levels of α -naphthol, β -naphthylamine and 1-hydroxypyrene in iron foundry workers*, Int Arch Occup Environ Health, 1994, vol. 65, p. 385-394.
- HANSEN, A.-M., J.-M. CHRISTENSEN et D. SHERSON. *Estimation of reference values for urinary 1-hydroxypyrene and α -naphthol in Danish workers*, Sci total Environ, 1995, vol. 163, p. 211-219.
- HEIKKILA, P., et autres. *Urinary 1-naphthol and 1-pyrenol as indicators of exposure to coal tar products*, Int Arch Occup Environ Health, 1995, vol. 67, p. 211-217.
- HEIKKILA, P., M. LUOTAMO et M. RIIHIMÄKI. *Urinary 1-naphthol excretion in the assessment of exposure to creosote in an impregnation facility*, Scand J Work Environ Health, 1997, vol. 23, p. 199-205.
- IARC. *IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluations of carcinogenicity, An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42, supplement 7*, Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, 1987, p. 56-178.
- IARC. *Overall Evaluations of Carcinogenicity to Humans As Evaluated in IARC Monographs Vol. 1-76 (a total of 851 agents, mixtures and exposures)*, International Agency For Research on Cancer. Last Updated May 2000. [Http://193.51.164.11/monoeval/crthall.html](http://193.51.164.11/monoeval/crthall.html).
- KIM, H., et autres. *Assay of 2-naphthol in human urine by high-performance liquid chromatography*, J Chromatogr, 1999, vol. 734, p. 211-217.
- KROPIUNIGG, U. *Basics in Psychoneuroimmunology*, Ann Med, 1995, vol. 25, p. 473-479.
- LAUWERYS, R.-R. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*, Masson, Paris, 1992, 693 p.
- LAUWERYS, R.-R., et P. HOET. *Industrial Chemical Exposure*, 2nd edition, Lewis, London, 1993.
- LIJINSKY, W. *The formation and occurrence of polynuclear aromatic hydrocarbons associated with food*, Mutat Res, 1991, vol. 259, p. 251-261.
- JACQUES, L., C. TREMBLAY et C. CARRIER. *Émanation de polluants dans l'air provenant de l'usine Stella-Jones (Domtar) de Delson. Estimation des risques à la santé pour les citoyens des quartiers avoisinants*, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie, 1994, 64 p.
- MASEK, K., et autres. *Past present and future of psychoneuroimmunology*, Toxicology, 2000, vol. 142, p. 179-188.
- MENVIQ. *Projet : Compagnie Stella-Jones, Delson. Bois traité à la créosote et au pentachlorophénol. Analyse de l'air à l'aide du laboratoire mobile TAGA*, Ministère de l'Environnement du Québec, Laval, Québec, 1995.

- MERLO, F., et autres. *Urinary excretion of 1-hydroxypyrene as a marker for exposure to urban air levels of polycyclic aromatic hydrocarbons*, *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.*, 1998, vol. 7, p. 147-155.
- MONENCO AGRA. *Programme d'échantillonnage d'air ambiant Domtar. - Division de la préservation du bois, Delson, Québec*, Montréal, Québec, 1992, 46 p. et annexes.
- MONENCO AGRA. *Échantillonnage de l'air ambiant. Usine de préservation du bois Stella-Jones Inc., Québec*, Montréal, Québec, 1994, 7 p. et annexes.
- OVREBO, S., et autres. *Biological monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in a highly polluted area of Poland*, *Environ Health Perspect*, 1995, vol. 103, n° 9, p. 838-843.
- ROCHE. *Stella-Jones : Étude sur les émissions atmosphériques et les odeurs à l'usine de Delson. Version révisée. Rapport d'expertise*, Roche, Sainte-Foy, Québec, 2000, 81 p.
- ROGGI, C., et autres. *Urinary 1-hydroxypyrene as a marker of exposure to pyrene: an epidemiological survey on a general population group*, *The Science of the Total Environment*, 1997, vol. 199, p. 247-254.
- SHERIDAN, J.-F., et autres. *Psychoneuroimmunology : Stress Effects on Pathogenesis and Immunity during Infection*, *Clin Microbiol Rev*, 1994, vol. 7, n° 2, p. 200-212.
- SIWINSKA, E., et autres. *Evaluation of intra- and interindividual variation of urinary 1-hydroxypyrene, a biomarker of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons*, *Sci Total Environ*, 1998, vol. 217, p. 175-183.
- ST-AMOUR, M., et autres. *Surveillance biologique de l'exposition aux hydrocarbures aromatiques polycycliques chez des personnes vivant aux environs d'une aluminerie québécoise*, *Revue d'épidémiologie et de santé publique*, 2000, sous presse.
- TRUCHON, G. *Guide de surveillance biologique. Prélèvement et interprétation des résultats*, Institut de recherche en santé et en sécurité du travail du Québec, 5^e édition, Montréal, Québec, 1999, 103 p.
- VAN ROOIJ, J.-G.-M., et autres. *Smoking and dietary intake of polycyclic aromatic hydrocarbons as sources of interindividual variability in the baseline excretion of 1-hydroxypyrene in urine*, *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 1994, vol. 66, p. 55-65.
- VAN WIJNEN, J.-H., et autres. *Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons among Dutch Children*, *Environmental Health Perspectives*, 1996, vol. 104, n° 5, p. 530-534.
- U.S. EPA. *Toxicological review of naphthalene. CAS N° 91-20-3*, Washington, DC:US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, 1998; p. 1-116.
- U.S. EPA. *Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air second edition compendium method TO-13A. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air using gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)*,

U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. 1999.

VIAU, C., et autres. *Urinary excretion kinetics of 1-hydroxypyrene in volunteers exposed to pyrene by the oral and dermal route*, Sci Total Environ, 1995, vol. 163, p. 179-186.

YANG, M., et autres. *A study for the proper application of urinary naphthols, new biomarkers for airborne polycyclic aromatic hydrocarbons*, Arch Environ Contam Toxicol, 1999, vol. 36, p. 99-108.

ZHAO, Z.-H., W.-Y. QUAN et D.-H. TIAN. *Urinary 1-hydroxypyrene level as a biomarker: human exposure to ambient polycyclic aromatic hydrocarbons in China*, Ambio, 1995, vol. 24, n°4, p. 226-230.

L'usine de Stella-Jones, située à Delson, procède au traitement du bois avec de la créosote ou du pentachlorophénol. Divers contaminants potentiellement toxiques tels que le pentachlorophénol (PCP) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dont le naphthalène, sont susceptibles d'être émis dans l'air ambiant. Afin de vérifier si les résidents de Delson et de Saint-Constant qui vivent à proximité de l'usine sont exposés de façon significative aux émissions de l'entreprise, la Direction de la santé publique de la Montérégie (DSP) a réalisé une étude de surveillance biologique de l'exposition.

L'étude s'est déroulée durant l'été 1999 et visait à comparer les niveaux d'exposition dans trois groupes de population déterminés en fonction de leur localisation par rapport à l'usine (proximité, direction des vents). Le niveau d'exposition a été estimé à partir de quatre paramètres urinaires, soit le α - et le β -naphthol, des métabolites du naphthalène, le 1-hydroxypyrene (1-OHP), un métabolite du pyrene qui est utilisé comme indicateur de l'exposition globale aux HAP, et le PCP. Les facteurs personnels (âge, sexe, indice de masse corporelle...) ainsi que l'exposition à d'autres sources de HAP (tabagisme passif, feux de bois, alimentation) ont également été pris en compte lors de l'analyse.

Les résidents de Delson vivant à proximité de l'usine et situés sous les vents dominants (les plus exposés) ont absorbé significativement plus de naphthalène que le groupe non exposé situé loin de l'usine et en amont des vents dominants. De fait, il est à noter que les concentrations urinaires de α - et de β -naphthol étaient supérieures chez les participants exposés par rapport aux sujets non exposés. Aucune augmentation de l'excrétion du 1-OHP ou du PCP n'a été observée chez le groupe le plus exposé.

En conclusion, la probabilité que l'exposition aux émissions de l'usine induise des cancers peut être exclue. Cependant, compte tenu de la nature périodique des émissions avec la présence de pics de concentration, il est probable que des effets aigus (irritation des muqueuses, céphalées, nausées) se manifestent chez les citoyens. Ces problèmes, de même que le stress engendré par la situation, peuvent théoriquement entraîner divers autres troubles de la santé.

Bonne lecture !