

POLAIR : un logiciel pour l'évaluation de l'impact sanitaire d'une pollution atmosphérique ponctuelle (*)

POLAIR : a software for the evaluation of the health impact of a point source atmospheric pollution

Franck BALDUCCI (**), Olivier GRANDAMAS (***), Denis ZMIROU (**)

RÉSUMÉ

Le programme POLAIR accompagné de son guide méthodologique constitue une approche originale pour l'évaluation de l'impact sanitaire d'une pollution atmosphérique ponctuelle, de nature chronique ou accidentelle. Il est recommandé pour des professionnels chargés de la surveillance sanitaire de nuisances environnementales. POLAIR est composé de deux grandes parties : un modèle gaussien de dispersion atmosphérique du polluant permettant l'estimation de l'exposition des individus ; un plan détaillé et commenté d'une enquête épidémiologique. Dans la version actuelle, deux types d'enquête sont disponibles : étude cas-témoins ou longitudinale rétrospective. D'autres approches seront développées pour répondre à une large gamme d'applications. Les principes du logiciel, ainsi que la stratégie d'analyse, sont décrits dans cet article et illustrés par un exemple.

ABSTRACT

The POLAIR software with its methodological guide constitute an original approach for the health consequences assessment of a chronic or accidental point source atmospheric pollution. This software will be most usefull to professionals in charge of the health surveillance of environmental nuisances. POLAIR consists of two main parts : a gaussian atmospheric dispersion model of the pollutant to estimate the individual exposition and a detailed and commented plan of an epidemiological study. This first version of the software offers two approaches : a case-control or a historical cohort study. Other study designs will be developed in order to accommodate a wide range of applications. The software principles, along with the design of the analysis, are described in this article and illustrated by an example.

1. Introduction

Dans un contexte de sensibilisation croissante de la population à l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, les collectivités locales et les industriels sont de plus en plus soumis à la pression de riverains d'une installation émettrice qui se plaignent des nuisances, voire des dangers, réels ou supposés, qu'ils encourent du fait de cette activité. La référence à des valeurs limites d'émission autorisées ne suffit pas toujours à tempérer ces craintes, car certaines de ces « normes » sont jugées laxistes ou bien ne couvrent qu'une petite fraction des substances polluantes susceptibles d'être émises dans l'atmosphère.

A côté de ce type de pollution à caractère chronique, le cas de figure d'un épisode accidentel motive aussi la mise en œuvre d'une étude d'impact sur la santé. Les autorités sanitaires sont alors conduites à mener des investigations sur le terrain, en s'appuyant sur les plaintes exprimées par la population, sur des signes cliniques diagnostiqués par le corps médical, ou encore sur des résultats d'analyses biologiques comme la mesure de la teneur en métaux lourds dans les urines ou les phanères (poils, ongles, dents...).

C'est pour assister les professionnels chargés de cette surveillance sanitaire de l'environnement (ingénieurs et techniciens de génie sanitaire, médecins de bureaux d'hygiène ou des DDASS...) dans la conduite de ces enquêtes d'impact sanitaire qu'a été conçu le logiciel POLAIR.

POLAIR, application du logiciel EPI-INFO (version française) [1], est en effet un programme à double vocation. Il constitue un guide méthodologique aidant l'utilisateur dans la conception et la conduite d'une étude épidémiologique destinée à évaluer les conséquences sanitaires d'une pollution atmosphérique ponctuelle (chronique ou acci-

(*) Recherche financée par la Direction Générale de la Santé (1992-1993).

(**) Laboratoire de Santé Publique, Faculté de Médecine de Grenoble, 38700 La Tronche.

(***) Laboratoire IPSN - DPEI - LESI (Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire - Département de Protection de l'Environnement et des Installations - Laboratoire d'Environnement et de Sécurité Industriels), Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble, 85X, 38041 Grenoble Cedex.

dentelle). Ce guide accompagne un logiciel très interactif (fonctionnant sur des micro-ordinateurs de type PC- compatibles), qui comporte principalement un questionnaire d'enquête et des programmes pour procéder à l'analyse des données recueillies.

Outre les grands principes de POLAIR, sa logique de fonctionnement et ses difficultés de mise en œuvre seront décrites. A cet effet, l'exemple d'une étude cas-témoins traitant de l'évaluation de l'impact d'odeurs émises par une usine de pâte à papier (mercaptans, hydrogène sulfuré), sera proposé.

2. Rôle de POLAIR

A la demande du Préfet de Saône-et-Loire, le CAREPS (Centre Alpin de Recherche Epidémiologique et de Prévention Sanitaire) a mené il y a quelques années une étude sur les effets sanitaires des émanations de Composés Organiques Volatils (COV) de la décharge industrielle de Montchanin (Saône-et-Loire) [2, 3]. L'objet de ce travail était de rechercher l'effet de l'exposition individuelle des personnes incluses dans l'enquête sur la survenue d'affections lors de l'activité de la décharge [3], ou après sa fermeture et son recouvrement partiel [2]. La méthodologie utilisée lors de ce travail a servi de trame à POLAIR. Il ne s'agissait toutefois que d'un cas particulier, alors que POLAIR a pour objectif d'être applicable dans un grand nombre de situations. Par conséquent, si un questionnaire d'enquête type est fourni, ainsi qu'un programme d'analyse, la porte reste largement ouverte pour que l'utilisateur puisse apporter toutes les modifications nécessaires permettant au logiciel de s'adapter le plus judicieusement possible à chaque cas rencontré.

Le principal avantage du programme POLAIR est de permettre un gain de temps considérable dans la mise en œuvre de l'investigation épidémiologique d'une pollution atmosphérique ponctuelle, ainsi que dans la stratégie d'analyse qui en découle. Cela ne le rend pas pour autant accessible à des individus néophytes en la matière, mais permet à des personnes habituées à de telles études, sans être des spécialistes de l'épidémiologie environnementale, de mener à bien leur démarche. Le guide méthodologique est dans cette optique un document précieux pour l'utilisateur, puisqu'il l'aide à choisir la technique d'enquête valide dans son cas (cas-témoins ou longitudinale rétrospective) [4-7], en indiquant les différents biais à éviter dans la sélection et l'observation des individus. Les paramètres aidant à la détermination de la taille de la région d'étude sont ensuite discutés. Un questionnaire type, modifiable à souhait, est proposé et des conseils pratiques pour la réalisation de l'enquête (recueil et saisie des données) sont fournis. Enfin, l'analyse statistique visant à estimer le risque sanitaire occasionné par la pollution se déroule de manière très interactive.

3. Exposition individuelle et modèle de dispersion

L'estimation de l'exposition individuelle [8, 9] représente le principal obstacle rencontré dans le cas d'une étude visant à mesurer les effets sur la santé produits par une pollution atmosphérique. En effet, la prise en compte des teneurs en un polluant ou groupe de polluants considérés sur un seul site ne suffit pas, l'exposition correspondant en effet à la sommation pondérée des concentrations dans l'air extérieur, dans l'air intérieur (lieu de travail, lieu de résidence) et éventuellement dans divers autres microenvironnements. Le facteur de pondération le plus fréquemment utilisé est le temps passé dans chacun de ces milieux [10].

La concentration en polluant à l'intérieur des locaux est un paramètre très difficile à mesurer (car très variable selon les jours pour un même individu) [11]. Ce problème peut parfois s'avérer négligeable en raison de la faible teneur ou de la nature du polluant considéré. Mais il se peut que l'exposition individuelle totale soit fortement influencée par la pollution intérieure, notamment dans le cas de certains COV [12,13]. POLAIR ne permettant pas la prise en compte des pollutions intérieures, l'estimation de l'exposition individuelle qu'il fournit se révèle donc d'autant plus valide que la source d'émission occasionne une pollution de l'air extérieur sensiblement supérieure à celle de l'air intérieur ou différente par la nature des polluants émis. Un rejet ponctuel aboutit le plus souvent à ce que la concentration extérieure en polluant sur la zone limitée autour du point source soit élevée, ce qui permet alors de négliger la concentration à l'intérieur des locaux.

Il existe deux grandes familles de méthodes d'estimation de l'exposition à des polluants environnementaux : les approches directes et les approches indirectes [8,9]. Les méthodes directes consistent par exemple en un prélèvement biologique dans le sang, l'urine, les phanères..., afin de pouvoir effectuer une mesure précise d'un biomarqueur d'exposition (substance toxique ou de l'un de ses métabolites). Il peut également s'agir de l'installation de capteurs portatifs chez les sujets de l'enquête. S'il est évident que ce premier groupe d'approches permet d'obtenir les résultats les plus justes, le fait qu'elles soient souvent complexes (il n'existe pas de biomarqueur valide pour chaque polluant), assez coûteuses (surtout si la population étudiée est de grande taille) et relativement lourdes à mettre en œuvre constitue un obstacle qui les rend dans bien des cas inutilisables. En conséquence, la solution adoptée est de se rabattre sur les méthodes indirectes. Ce peut être simplement une estimation semi-quantitative de l'exposition en référence à la distance domicile- point source [14], ou bien encore la valeur résultant de la mesure du polluant effectuée par une station située à proximité du lieu de logement. Ces deux techniques sont

très simples à réaliser [15], mais fournissent des résultats trop imprécis. C'est la raison pour laquelle POLAIR utilise un modèle mathématique de dispersion dans l'atmosphère, valide pour les polluants volatils, gazeux ou particulaires légers [16-18].

Le principe d'un tel modèle est d'estimer la diffusion du nuage sur une zone centrée sur le point-source en fonction du débit et de la hauteur d'émission du (ou des) polluant(s), ainsi que des conditions météorologiques (vitesse et direction des vents) applicables sur la période du rejet (durée pouvant varier de quelques heures pour une pollution accidentelle à des mois, voire des années pour une pollution chronique). Cela permet ainsi d'obtenir la concentration du (ou des) polluant(s) en tout point de la région d'enquête. Trois types principaux de modèles de dispersion existent actuellement sur le marché.

3.1. Les modèles gaussiens

Les deux principaux sont le modèle de DOURY [16] (utilisé au Commissariat à l'Energie Atomique) et le modèle de PASQUILL-TURNER. Ils sont respectivement basés sur les équations mathématiques suivantes :

DOURY :

$$\Delta C_D = \frac{\Delta Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left[\frac{(X - X_0 - \bar{u}t)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(Y - Y_0)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(Z - Z_0)^2}{\sigma_z^2} \right] \right]$$

PASQUILL :

$$C_P = \frac{Q}{2\pi \bar{u} \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left[\frac{(Y - Y_0)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(Z - Z_0)^2}{\sigma_z^2} \right] \right]$$

où :

ΔC_D = concentration élémentaire en un point X, Y, Z pour un élément ΔQ d'émission ponctuelle instantanée,

C_P = concentration en un point X, Y, Z pour un débit Q d'émission ponctuelle continue X = position le long du vent (si vent non nul),

X_0, Y_0, Z_0 = coordonnées de la source,

$\bar{u}$ = vitesse moyenne du vent,

σ_x = écart-type de la diffusion horizontale longitudinale,

σ_y = écart-type de la diffusion horizontale transverse,

σ_z = écart-type de la diffusion verticale.

C_P est une intégrale de ΔC_D pour un débit d'émission constant et un vent non nul constant.

Ils diffèrent principalement par le mode de prise en compte de la vitesse du vent. On estime généralement que le modèle de DOURY, qui peut traiter les vents très faibles ou nuls, est plus juste dans le cas de vents faibles, alors que le modèle de PASQUILL-TURNER, qui ne peut traiter que des vents supé-

rieurs à 1 m/s ($1/\bar{u} \rightarrow \infty$ lorsque $\bar{u} \rightarrow 0$), s'avère meilleur dans le cas de vents forts. Pour les classes moyennes de vent (entre 2 et 6 mètres/seconde), les résultats ne diffèrent pas de manière significative. Ces modèles sont particulièrement adaptés aux produits non réactifs ou peu réactifs ou aux particules fines (inférieures à 5 microns), sous condition de sources fixes et ponctuelles. Ils s'appliquent aussi de façon satisfaisante pour les COV, d'où l'emploi du modèle DOURY dans le cas de Montchanin.

3.2. Les modèles intégraux

Il s'agit des modèles utilisés dans le cas des gaz lourds. Ils prennent en compte la densité du polluant et calculent l'effondrement du nuage, jusqu'à ce que celui-ci soit assez diffusé pour se comporter comme un gaz passif.

3.3. Les modèles tridimensionnels

Ils se distinguent des précédents en ce qu'ils partent directement de l'équation de diffusion sans passer par une solution. Ils peuvent ainsi prendre en compte la nature du terrain, principalement la topographie (immeubles, ponts, arbres...), le relief (collines, montagnes...), la rugosité [19] (terre, cours d'eau...) et la réflexion au sol. Ce sont de ce fait les modèles les plus performants. En revanche, outre leur coût très élevé par rapport aux modèles gaussiens, leur temps de calcul est énorme et ils nécessitent en entrée un volume d'informations très important, toutes les caractéristiques de la région d'enquête devant être spécifiées.

Le modèle gaussien de DOURY a été retenu dans le logiciel POLAIR. Pour les raisons invoquées précédemment, les résultats obtenus dans une zone marquée par des éléments naturels (reliefs, rivières...) ou artificiels (constructions humaines) sont à considérer avec la plus extrême prudence, la diffusion du polluant sur la région d'étude pouvant alors être fortement perturbée. La méconnaissance du débit d'émission réclamé en entrée n'est pas un obstacle rédhibitoire à l'utilisation du modèle. En effet, l'étude épidémiologique prévue dans notre logiciel ne nécessite pas de posséder les valeurs exactes de la teneur en polluant en tout point de la région d'enquête, mais d'avoir le gradient de concentration existant entre chacune des zones. Une métrique relative des teneurs établie d'après un flux d'émission inconnu fixé à une valeur arbitraire s'avère par conséquent amplement suffisante pour l'estimation relative des expositions individuelles.

Cette estimation de l'exposition des sujets est réalisée en couplant les résultats du modèle de dispersion avec l'emploi du temps des individus sur le territoire d'étude. Chaque sujet enquêté doit en effet indiquer sur la région d'étude découpée en n zones d'exposition de taille égale les différents endroits où il séjourne, ainsi que le temps qu'il y passe, ceci au cours d'une journée type semaine

(pondération 5/7) et au cours d'une journée type week-end (pondération 2/7). Pour une pollution de nature accidentelle, ce budget espace-temps doit être restreint à la durée du rejet. La littérature révèle que cette méthode originale utilisée initialement par FUGAS [10] a ensuite été reprise en de nombreuses occasions [20-23].

Cette estimation de l'exposition individuelle nécessaire au fonctionnement de POLAIR est par conséquent une fonction des concentrations C_i calculées par le modèle de dispersion dans les n zones d'exposition et du temps T_i passé par les sujets dans celles-ci, en pondérant éventuellement par le degré d'activité physique A_i , celui-ci pouvant modifier sensiblement le niveau de ventilation :

$$E_i = \sum_{i=1}^n C_i \cdot T_i \cdot A_i$$

Le but du modèle de dispersion est non seulement d'établir des courbes d'isoconcentration du polluant autour du point d'émission, mais aussi de permettre de fixer la dimension du territoire où se déroulera l'enquête épidémiologique. Cette taille de la région d'étude est en effet directement influencée par les résultats de la dispersion du panache.

Plusieurs données sont réclamées en entrée par le programme :

- **le débit d'émission** (en grammes/seconde) : en cas de débit inconnu ou impossible à mesurer, il suffit de fixer, comme on l'a vu précédemment, une valeur arbitraire,

- **la hauteur d'émission** (en mètres) : hauteur effective additionnée le cas échéant de la surhauteur due à l'énergie (thermodynamique) des gaz en sortie de cheminée,

- **la rose des vents** (la plus proche possible du point-source) : il s'agit de la répartition des vents selon leurs vitesses (généralement 3 à 4 classes) et leurs provenances (angles de 20 degrés), ceci pour une pollution de nature chronique. En accidentel, seules la vitesse et la direction du vent sur la période du rejet sont demandées. Le choix des bons coefficients de diffusion [17] exige également d'indiquer si la pollution a eu lieu le jour ou la nuit.

Dans l'exemple choisi des odeurs émises par une usine de pâte à papier, la pollution était de nature chronique. La hauteur d'émission des rejets était de 50 mètres et le débit n'a pu être mesuré avec précision. La rose des vents a été relevée sur une antenne météorologique très proche du point source. L'étude a été effectuée à la suite des plaintes des populations riveraines. Des témoins (non plaignants) ont été tirés au sort à l'intérieur d'une zone centrée sur l'usine et dont la dimension a été définie par la plus grande distance entre l'usine et le lieu de résidence d'un plaignant.

Il est fortement recommandé d'exécuter dans un premier temps le modèle de dispersion du polluant seul, car celui-ci fournit des informations pré-

cieuses pour le choix du territoire d'étude. Il estime en effet dans un premier temps, les concentrations de 100 à 1 000 mètres par pas de 100 mètres par rapport au point-source et dans la direction de la rose des vents (pour un rejet chronique) la plus favorable à la dispersion, et de 1 000 à 10 000 mètres par pas de 1 000 mètres. Les gradients de concentration ainsi obtenus renseignent sur les différences d'exposition des individus selon la distance à laquelle ils se trouvent par rapport au point de rejet. Dans la mesure du possible, il est conseillé de travailler avec un gradient compris entre 10 et 100, afin d'espérer avoir un contraste suffisant entre les sujets faiblement exposés et ceux fortement exposés. Outre ces données de teneur en polluant fournies par le modèle, la densité de population au voisinage de la source peut également apporter sa contribution à la détermination de cette zone d'enquête.

Une fois cette donnée capitale déterminée, il faut procéder au quadrillage de la région choisie en un certain nombre de mailles de taille égale. Le nombre de ces mailles est variable selon les cas. Toutefois, les individus devant indiquer sur cette région ainsi quadrillée les différents endroits où ils se trouvent au cours de la journée, cette opération peut être singulièrement compliquée si le nombre de ces mailles est trop élevé (si possible, ne pas dépasser 100). Il en ressort que si ces mailles ne doivent pas être trop petites pour permettre aux individus de se situer facilement sur la carte, elles ne doivent pas non plus être trop grandes, afin de respecter la discrimination entre les différents niveaux de concentration. Dans notre exemple, la dimension du territoire d'enquête retenu est de 1 750 mètres de part et d'autre du point source. Cette région a été découpée en 49 mailles (7 x 7) de 500 mètres de côté, la maille centrale correspondant à la localisation de l'usine de pâte à papier.

Avec ces deux renseignements (taille de la région d'enquête et dimension des mailles), le modèle de dispersion peut alors procéder à l'estimation de la teneur en polluant dans chacune des zones ainsi définies. Il est possible d'imprimer sur table traçante la représentation graphique des courbes d'isoconcentration du polluant autour du point source. Le tableau I fournit les résultats des concentrations estimées dans le cadre de l'exemple des odeurs émises par l'usine de pâte à papier.

4. Enquête épidémiologique

POLAIR est destiné aux pollutions chroniques ou accidentelles, en proposant deux types d'investigations épidémiologiques au choix : cas-témoins ou longitudinale rétrospective. Un questionnaire d'enquête est prévu à cet effet, avec possibilité pour l'utilisateur de le modifier selon les objectifs recherchés et le type de population étudiée. Ce questionnaire, qui s'adresse à des personnes localisées à l'intérieur de la région déterminée par le modèle de dispersion, permet de recueillir trois

Tableau I.
Concentrations relatives d'hydrogène sulfuré estimées par le modèle de dispersion en fonction des coordonnées X et Y (en mètres).
Hydrogen sulfide relative concentration estimated by the dispersion model, according to coordinates X and Y (meter).

Y/X	Concentrations calculées (g/m ³)						
	- 1 500	- 1 000	- 500	0	500	1 000	1 500
1 500	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00
1 000	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00
500	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00
0	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00	2,0 E - 03	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00
- 500	8,7 E - 09	1,9 E + 03	1,2 E - 04	1,9 E - 02	0,0 E + 00	0,0 E + 00	0,0 E + 00
- 1 000	3,1 E - 08	5,8 E - 06	9,7 E - 04	2,2 E - 02	1,1 E - 04	0,0 E + 00	0,0 E + 00
- 1 500	3,0 E - 05	6,2 E - 04	6,2 E - 03	8,7 E - 03	9,8 E - 05	0,0 E + 00	0,0 E + 00

types d'informations, à savoir les aspects socio-démographiques usuels (âge, sexe, catégorie socio-professionnelle...), les données sur l'effet mesuré (maladies, plaintes, consommation médicamenteuse...) et les données d'exposition des sujets (répartition spatio-temporelle des individus sur la région d'enquête et expositions annexes, comme l'environnement professionnel ou le tabagisme).

Il est bien évident que selon l'organisation de l'étude, ce questionnaire pourra présenter un aspect très différent. En effet, le recueil des données peut être une interview au domicile d'individus ayant émis des plaintes ou bien une enquête auprès de parents si la pollution concerne préférentiellement des enfants ou bien encore une interrogation directe par un médecin de patients présentant une des pathologies recherchées dans l'étude (cas ou témoins). Selon les situations, les différences porteront sur l'effet recherché et/ou sur les caractéristiques socio-démographiques. La seule constante absolument indispensable au fonctionnement de POLAIR est le budget espace-temps. Quels que soient le type d'investigation réalisée et le mode de recueil des informations, chaque personne retenue dans l'étude doit préciser où elle passe ses journées (semaine et week-end) en se localisant sur une carte quadrillée du domaine d'enquête et en indiquant le temps hebdomadaire passé dans chacune des mailles définies par le modèle de dispersion. Dans le cas d'une pollution accidentelle, seules les quelques heures ayant suivi le rejet sont prises en compte.

Une fois l'enquête terminée, tous les questionnaires remplis doivent être rentrés dans l'ordinateur, grâce au module de saisie du logiciel EPI-INFO. Il faut bien évidemment au préalable modifier la grille de saisie prévue dans POLAIR en fonction des changements apportés au questionnaire d'enquête. Tout ajout, suppression ou modification de variables du questionnaire doivent être répercutés très précisément dans la grille de saisie. L'opération de saisie par elle-même, si elle peut s'avérer longue et fastidieuse, n'est pas compliquée à réaliser et fournit finalement un fichier de données prêt à être exploité.

L'objectif du programme d'analyse est d'obtenir le risque dû à l'exposition de présenter une pathologie recherchée ou mieux, de mesurer la relation existant entre l'augmentation de l'exposition et l'augmentation de ce risque. Pour cela, POLAIR va procéder en plusieurs étapes, dont la première est l'estimation de l'exposition individuelle à partir du budget espace-temps et des résultats du modèle de dispersion (tableau II). A partir de cette exposition sont constituées des classes qui permettent de

Tableau II.
Exposition individuelle relative aux odeurs d'hydrogène sulfuré
Relative individual exposure to hydrogen sulfide smells.

Exposition	Individus	Pourcentage	Pourcentage cumulé
0,001656	6	2,8 %	2,8 %
0,002052	9	4,3 %	7,1 %
0,002314	5	2,4 %	9,5 %
0,002648	9	4,3 %	13,7 %
0,002962	7	3,3 %	17,1 %
0,003087	5	2,3 %	19,4 %
0,003192	4	1,9 %	21,3 %
0,003460	4	1,9 %	23,2 %
0,003583	9	4,2 %	27,5 %
0,003589	3	1,4 %	28,9 %
0,003628	3	1,4 %	30,3 %
0,003678	3	1,4 %	31,8 %
0,003730	9	4,3 %	36,0 %
0,003809	5	2,3 %	38,4 %
0,003929	5	2,4 %	40,8 %
0,004021	6	2,9 %	43,6 %
0,004201	3	1,4 %	45,0 %
0,004261	9	4,3 %	49,3 %
0,004342	21	10,0 %	59,2 %
0,004403	2	1,0 %	60,2 %
0,004420	4	1,9 %	62,1 %
0,004471	2	1,0 %	63,0 %
0,004617	7	3,3 %	66,4 %
0,004704	11	5,2 %	71,6 %
0,005844	4	1,9 %	73,5 %
0,008040	24	11,4 %	84,8 %
0,008301	3	1,4 %	86,3 %
0,008706	5	2,4 %	88,6 %
0,010063	15	7,1 %	95,7 %
0,011688	9	4,3 %	100,0 %
Total	211	100,0 %	

calculer les risques relatifs (ou odds ratio, s'il s'agit d'une enquête cas-témoins), la première classe d'exposition servant de référence. Les variables socio- démographiques vont servir à tester l'ajustement de ces risques relatifs, afin d'éviter tout biais dû à l'éventuelle présence de facteurs de confusion.

Dans l'étude cas-témoins nous servant d'exemple, 2 niveaux d'exposition ont été retenus, rassemblant 49,8 % d'individus peu exposés contre 50,2 % d'individus très exposés. Le résultat obtenu au tableau III indique que le nombre de plaintes pour odeurs nauséabondes (les cas) est presque 2 fois supérieur parmi les sujets fortement exposés que parmi les sujets faiblement exposés (OR = 1,74), et ceci de façon significative ($\text{Khi}^2 = 3,96$). Toutefois, l'ajustement sur le tabagisme à l'intérieur du foyer montrant que cette variable joue un rôle d'interaction (liaison avec l'exposition d'une part, et l'effet mesuré – plaintes – d'autre part, et risques hétérogènes dans les 2 strates du facteur), il faut prendre en considération le risque dans chacune des strates de la variable tabagisme et ne plus s'occuper de l'Odds Ratio brut (tableau IV). On constate alors que ce risque est significatif chez les non fumeurs (OR = 3,49 et $\text{Khi}^2 = 7,73$), mais non significatif chez les fumeurs (OR = 1,02 et $\text{Khi}^2 = 0$). POLAIR conclue donc que le rejet d'odeurs de l'usine de pâte à papier est bien à l'origine des nombreuses plaintes émanant des populations riveraines, mais seulement chez les individus non fumeurs.

Tableau III.

Estimation du risque (Odds Ratio) de plaintes selon l'exposition aux émissions d'hydrogène sulfuré.
Risk estimation (Odds Ratio) of complaints according to exposure of hydrogen sulfide emissions.

Plaintes			
Exposition	oui	non	Total
Beaucoup	61 57,5 %	45 42,5 %	106 50,2 %
Peu	46 43,8 %	59 56,2 %	105 49,8 %
Total	107 50,7 %	104 49,3 %	211

Risque (Odds Ratio) de plaintes chez les personnes les plus exposées : 1,74.

Intervalle de confiance à 95 % de l'Odds Ratio : $0,97 < \text{OR} < 3,13$.

Mantel-Haenszel :	Khi^2	p	
	3,96	0,04648606	(significatif)

5. Discussion

POLAIR (logiciel et guide d'utilisation) constitue un outil d'investigation épidémiologique original dans son approche des problèmes de santé liés à une pollution atmosphérique. Son utilisation dans diverses situations réelles, travail actuellement en cours, va permettre de le valider et de vérifier sa pertinence.

Tableau IV.

Estimation du risque (Odds Ratio) de plaintes selon l'exposition aux émissions d'hydrogène sulfuré après stratification sur le tabagisme.

Risk estimation (Odds Ratio) of complaints according to exposure of hydrogen sulfide emissions, after stratification on tobacco.

Non fumeurs (strate 1) Plaintes			
Exposition	oui	non	Total
Beaucoup	23 59,0 %	16 41,0 %	39 44,8 %
Peu	14 29,2 %	34 70,8 %	48 55,2 %
Total	37 42,5 %	50 57,5 %	87

Risque (Odds Ratio) de plaintes chez les personnes les plus exposées : 3,49.

Intervalle de confiance à 95 % de l'Odds Ratio : $1,30 < \text{OR} < 9,53$.

Mantel-Haenszel :	Khi^2	p	
	7,73	0,00542520	(significatif)

Fumeurs (strate 2) Plaintes			
Exposition	oui	non	Total
Beaucoup	38 56,7 %	29 43,3 %	67 54,0 %
Peu	32 56,1 %	25 43,9 %	57 46,0 %
Total	70 56,5 %	54 43,5 %	124

Risque (Odds Ratio) de plaintes chez les personnes les plus exposées : 1,02.

Intervalle de confiance à 95 % de l'Odds Ratio : $0,47 < \text{OR} < 2,24$.

Mantel-Haenszel :	Khi^2	p	
	0,00	0,94879691	(non significatif)

RISQUES (ODDS RATIOS)

Risque (Odds Ratio) brut (sans ajustement) : 1,74.

Risque (Odds Ratio) ajusté sur le tabagisme : 1,66.

Intervalle de confiance à 95 % de l'Odds Ratio ajusté : $0,96 < \text{OR} < 2,85$.

Khi^2 ajusté : 2,86 p 0,09056211

Test d'hétérogénéité des Odds Ratio (fumeurs et non fumeurs)

Khi^2 de Woolf : 4,44 p 0,03508106 (significatif).

Ce test indique une hétérogénéité significative entre les Odds Ratio fumeurs et non fumeurs. Il s'agit d'une interaction. L'Odds Ratio ajusté est donc illicite. Ne considérez que les Odds Ratio et les Khi^2 dans chacune des strates et ignorez les valeurs ajustées.

Les auteurs de ce logiciel ne suggèrent pas qu'il convient de mener des investigations directement auprès de la population chaque fois qu'une nuisance ou un impact sanitaire d'une pollution atmosphérique est évoqué. Cette approche est, en effet, toujours lourde et parfois dérangeante. Dans la grande majorité des cas, la référence aux valeurs d'immissions mesurées ou aux valeurs d'émis-

sions présentes par les autorités administratives locales ou par la réglementation nationale doit permettre de faire justice de nombreuses allégations. Dans d'autres situations, en l'absence de valeurs de référence pour les émissions ou l'immission, il sera possible d'utiliser POLAIR dans une démarche d'évaluation des risques qui n'implique pas de recueillir les données sur les individus. Il peut être alors judicieux d'exploiter la partie modèle de dispersion du logiciel pour estimer les concentrations ambiantes de certains polluants auxquelles est (ou a été) exposée la population. Ces valeurs peuvent alors être comparées à des normes d'hygiène en milieu professionnel (beaucoup plus nombreuses que pour l'atmosphère extérieure), en appliquant des coefficients d'abattement et de sécurité appropriés.

Cependant, dans maintes situations, accidentelles ou chroniques, la mise en oeuvre d'investigations de terrain sera justifiée. L'intérêt de POLAIR est alors d'assister l'utilisateur dans la conception et l'organisation de son travail et, surtout, de l'aider considérablement dans l'exploitation des données ainsi recueillies.

Il existe des limites à l'emploi de ce logiciel. En particulier, la diffusion atmosphérique du polluant étant actuellement estimée par un modèle de type gaussien, toute région présentant des reliefs importants ou des caractéristiques topographiques hétérogènes (notamment des constructions élevées faisant écran à la diffusion des polluants) ne permettra pas l'utilisation de POLAIR dans de bonnes conditions de validité. En revanche, le choix d'un modèle de type DOURY plutôt qu'un autre modèle gaussien ne semble pas avoir d'influence sur la fiabilité des résultats. Une étude comparative de cinq méthodes d'estimation de l'exposition individuelle a en effet été menée sur les données de Montchanin [20] : quatre appliquaient la notion de budget espace-temps à trois métriques d'exposition (valeurs issues d'un modèle PASQUILL, valeurs résultant d'un modèle DOURY et simple fonction inverse de la distance). Il en est ressorti que les risques relatifs étaient assez homogènes quelle que soit la méthode utilisée, quand bien même l'ordre de grandeur des expositions individuelles estimées variait dans un facteur de 10 – compatible avec le degré d'incertitude de toute façon attaché à l'emploi de ces modèles – dès lors que la mobilité des sujets sur le territoire d'enquête (donc le budget espace-temps) était prise en compte. Les individus les moins exposés selon un modèle se retrouvaient également être les plus faiblement exposés selon les autres modèles, et réciproquement pour les sujets fortement exposés. Le seul modèle fournissant des résultats sensiblement différents était celui ne prenant pas en compte le temps dans son estimation de l'exposition, mais seulement la distance à la source et la direction des vents. Il apparaît donc à la lumière de ces faits que la connaissance de la répartition spatio-temporelle

des individus importe d'avantage que le choix de tel ou tel modèle de diffusion (de type gaussien).

Malgré le guide méthodologique et les programmes d'analyse statistique fournis, il semble peu recommandé de confier POLAIR à des utilisateurs novices dans le domaine de l'épidémiologie de l'environnement et/ou non initiés à la pratique du logiciel EPI-INFO. Une grande partie du travail est automatisée, mais la mise en oeuvre de l'enquête épidémiologique, ainsi que l'interprétation des résultats doit se faire sous la responsabilité de personnes habituées à ce genre de tâche. Par conséquent, POLAIR demeure essentiellement un outil d'aide à la décision, pour la gestion du risque de pollution atmosphérique. Il est donc utile que les responsables environnement des milieux industriels, des collectivités et de l'administration connaissent son existence pour solliciter sa mise en oeuvre ou en discuter les résultats.

Une fois terminée la phase de test actuellement en cours, POLAIR sera vraisemblablement complété. L'accent devrait être mis sur un développement en tant que système de surveillance sanitaire. L'emploi de POLAIR à des fins d'étude d'impact sanitaire est également envisagé, permettant, par exemple, d'évaluer l'effet de l'amélioration d'un dispositif d'épuration de fumées ou de l'installation d'une nouvelle source d'émission. Les critiques issues de sa mise en oeuvre sur le terrain permettront également d'apporter des compléments à POLAIR.

Références

- [1] DEAN A.D., DEAN J.A., BURTON J.H., DICKER R.C. Epi-Info, Version 5 : a word processing, database, and statistics program for epidemiology on microcomputers. Centers for Disease Control, Atlanta, Georgia, U.S.A., 1990.
- [2] DELORAINE A., ZMIROU D., TILLIER C., BOUCHARLAT A., BOUTI H. Case control assessment of the short-term health effects of an industrial toxic waste landfill (submitted for publication, Environmental Research, 1993).
- [3] ZMIROU D., DELORAINE A., SAVIUC P., TILLIER C., BOUCHARLAT A., MAURY N. Short-term health effects of an industrial toxic waste landfill : a retrospective follow-up study. *Arch. Environ. Health*, 1994, 49, 228-238.
- [4] BOUYER J., HÉMON D., Cordier S. et al. Epidémiologie. Principes et méthodes quantitatives. Les éditions INSERM, 1993, Paris.
- [5] COLE P. Statistical Methods in Cancer Research : The analysis of Case-control studies, IARC Scientific Publications n° 32, Lyon, 1980.
- [6] SCHLESSELMAN J.J. Case-control studies, NY, Oxford U. Press, 1982, 194.
- [6] BRESLOW N.E., DAY N.E. Statistical methods in cancer research : Design and analysis of cohort studies, IARC Scientific Publications n° 82, Lyon, 1987.

- [8] National Research Council. Human exposure assessment for airborne pollutants. Advances and opportunities. Nat. Acad. Press, 1991, Washington, DC.
- [9] LE MOULLEC Y., PERSON A., FESTY B. L'évaluation de l'exposition humaine aux polluants chimiques atmosphériques : une étape essentielle mais difficile pour l'estimation et la gestion du risque sanitaire. *Pollution Atmosphérique*, 1991, 129, 41-50.
- [10] FUGAS M. Assessment of total exposure to air pollution. In : Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment, 1976, vol. II, paper 38-5. Institute of Electrical and Electronics Engineering, N-Y, USA.
- [11] LEMAIRE M.C. Normes dans l'environnement et les milieux intérieurs. *Pollution Atmosphérique*, 1994, 144, 90-94.
- [12] WALLACE L.A. The total exposure assessment methodology (TEAM) study : an analysis of exposures, sources and risks associated with four volatile organic chemicals. *Journal of the American College of Toxicology*, 1989, 8 (5), 883-895.
- [13] PERSON A., LAURENT A.M., FESTY B., ANGUELOT F., AIGUEPERSE J., HARDY S. Impact atmosphérique des composés organiques volatils (COV) générés dans l'habitat par les produits à usage domestique : caractérisation des émissions et modélisation de l'exposition. *Pollution Atmosphérique*, 1991, 130, 159-176.
- [14] ELLIOT P., HILLS M., BERESFORD J. et al. Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet*, 1992, 339, 854-858.
- [15] HATZAKIS A., KATSOUYANNI K., KALANDIDI A., DAY N., TRICHOPOULOS D. Short-term effects of air pollution on mortality in Athens. *Int. Journal of Epidemiol.*, 1986, 15, 73-81.
- [16] DOURY A., GERARD R., PICOL M. Abaques d'évaluation directe des transferts atmosphériques d'effluents gazeux, Rapport DSN-84, Rév. 2, CEA, 1980.
- [17] Note sur la dispersion atmosphérique. Les cahiers de l'Union des Industries Chimiques, 1982.
- [18] AOUDIA T. Application d'un modèle de dispersion pour l'évaluation de la pollution atmosphérique au voisinage d'une décharge non contrôlée. *Pollution Atmosphérique*, 1994, 144, 102-116.
- [19] GODISH T. Dispersion. In : Godish T, Air quality, 2nd ed, Chelsea (Michigan), Lewis Publishers, Inc, 1991, 65-87.
- [20] SAVIUC P., ZMIROU D., LEPLAY A., Grandamas O., Deloraine A. Efficiency of alternative exposure assessment methods in epidemiological studies of air pollution : an application for hazardous waste research. (soumis pour publication à *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 1993).
- [21] LEADERER B.P., ZAGRANSKI R.T., BERWICK M., STOLWICK A.Y. Assessment of exposure indoor air contaminants from combustion sources : methodology and application. *Am. J. Epidemiol.*, 1986, 124, 275-289.
- [22] LEBOWITZ M.D., QUACKENBOSS J.J., KRZYZANOWSKI M., O'ROURKE M.K. Multipollutant exposures and health responses to particulate matter. *Arch. Environ. Health*, 1992, 47, 71-75.
- [23] SCHWAB M., COLOME S.D., SPENGLER J.D., RYAN P.B., BILLICK I.H. Activity patterns applied to pollutant exposure assessment : data from a personal monitoring study in Los Angeles. *Toxicol. Ind. Health*, 1990, 6(6), 517-532.

Mots clés

Logiciel. Pollution atmosphérique. Modèle de dispersion. Enquête épidémiologique.

Keywords

Software. Atmospheric pollution. Dispersion model. Epidemiological study.