

Santé environnement

Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine

Agglomération de Dijon

Impact à court et long terme

Sommaire

Abréviations	2
1. Contexte et objectifs	3
2. Données et méthodes	4
2.1 Les données	4
2.1.1 Les données relatives à la qualité de l'air	4
2.1.2 Les données sanitaires	4
2.2 Les méthodes	5
2.2.1 Les critères de sélection de la zone et de la période d'étude	5
2.2.2 Le calcul du nombre de cas attribuables	5
3. Résultats	8
3.1 La période d'étude	8
3.2 La zone d'étude	8
3.2.1 La délimitation de la zone d'étude	10
3.2.2 Population et établissements de soins	12
3.3 La qualité de l'air	13
3.3.1 Les sources de pollution	13
3.3.2 Le réseau de surveillance	14
3.3.3 Sélection des stations de mesure	15
3.3.4 Les indicateurs d'exposition	17
3.4 Les indicateurs sanitaires	22
3.5 Caractérisation du risque à court terme	23
3.5.1 Estimation de l'impact sur la mortalité anticipée	23
3.5.2 Les décès évitables en liaison avec une baisse de la pollution atmosphérique	23
3.5.3 Estimation de l'impact sur la morbidité hospitalière	24
3.5.4 Les hospitalisations évitables en liaison avec une baisse de la pollution atmosphérique	25
3.6 Caractérisation du risque à long terme	27
4. Discussion	29
4.1 Hypothèses, limites et incertitudes	29
4.2 Interprétation des résultats	29
5. Conclusion	31
5.1 Un impact collectif à court terme non négligeable	31
5.2 Un impact sanitaire à long terme mesurable	32
5.3 Un impact dû aux niveaux habituels plutôt qu'aux pics de pollution	32
5.4 Des résultats à enrichir et à communiquer	32
6. Références bibliographiques	33
Annexe 1. Les étapes de l'évaluation du risque	36
Annexe 2. Le réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'agglomération dijonnaise en 2000-2001	37

Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine

Agglomération de Dijon

Impact à court et long terme

Cette étude a été réalisée par :

Jean-Pierre Besancenot et Mohamed Laaidi
Laboratoire Climat & Santé, Faculté de médecine de Dijon

Correspondant à la Cellule interrégionale d'épidémiologie (Cire) Centre-Est :

Ursula Noury

Relecture :

Laurence Pascal
Institut de veille sanitaire, Département santé et environnement

Ont participé au comité de suivi de l'étude :

Bruno Maestri
Direction régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass) de Bourgogne, Service santé et environnement

Isabelle Girard-Frossard
Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (Ddass) de la Côte-d'Or

Pierre Deleaz, Sandrine Monteiro, Anne Dejardin
Atmos'air Bourgogne centre-nord (Atmos'air BCN)

Gérard Fumey
Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (Drire) de Bourgogne

Les auteurs adressent leurs sincères remerciements, pour l'aide apportée, aux équipes du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc, Inserm, Le Vésinet) et du département d'information médicale du Centre hospitalier universitaire (CHU) de Dijon.

Abréviations

Aasqa	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
Aphea	Air Pollution and Health - a European Approach
Atmosf'air BCN	Atmosf'air Bourgogne Centre-Nord
CépiDc	Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (Inserm)
CHU	Centre hospitalier universitaire
CIM	Classification internationale des maladies
CIM 10	10 ^e révision de la classification internationale des maladies
Cire	Cellule interrégionale d'épidémiologie
Citepa	Centre interprofessionnel d'étude de la pollution atmosphérique
Ddass	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DGS	Direction générale de la santé
Dim	Département d'information médicale
Drass	Direction régionale des affaires sanitaires et sociales
Drire	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
EIS	Évaluation d'impact sanitaire
GHM	Groupes homogènes de malades
IGN	Institut géographique national
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
InVS	Institut de veille sanitaire
Laure	Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (30 décembre 1996)
NRC	National Research Council
OMS	Organisation mondiale de la santé
Oreb	Observatoire régional de l'environnement de Bourgogne
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
PRQA	Plan régional pour la qualité de l'air
PSAS-9	Programme de surveillance air et santé - 9 villes
RGP	Recensement général de la population
RNSP	Réseau national de santé publique
RUM	Résumé d'unité médicale
µg/m³	Microgramme par mètre cube
CO	Monoxyde de carbone
CO₂	Dioxyde de carbone (gaz carbonique)
COV	Composés organiques volatils
FN	Fumées noires
NH₃	Ammoniac
NO_x	Oxydes d'azote
NO₂	Dioxyde d'azote
O₃	Ozone
PM10	Particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (µ)
SO₂	Dioxyde de soufre
t	Tonnes
UV	Ultraviolet

1. Contexte et objectifs

Les plans régionaux pour la qualité de l'air (PRQA), prévus par la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Laure) du 30 décembre 1996 [1], et dont les modalités de mise en œuvre ont été précisées par la circulaire de la Direction générale de la santé (DGS) en date du 24 mars 1998, puis par le décret 98-362 du 6 mai 1998 [2], fixent les orientations visant à "prévenir, réduire ou atténuer" les méfaits de la pollution atmosphérique. Pour atteindre cet objectif, ils s'appuient notamment sur une évaluation, aussi précise que possible, des impacts de la qualité de l'air sur la santé publique.

Le PRQA de Bourgogne [3] s'est exactement inscrit dans cette perspective en préconisant, dans sa recommandation 18, "de programmer des études spécifiques au domaine de la santé", et en insistant sur la nécessité d'une large diffusion des résultats de ces recherches, tant auprès de la population qu'auprès des décideurs.

Mais une évaluation de l'impact sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique urbaine ne se limite pas à répondre à l'obligation réglementaire du PRQA. Elle est aussi susceptible de constituer un outil opérationnel de planification des politiques publiques pour la gestion locale de la qualité de l'air [3], dès lors que, même assorti d'une marge notable d'incertitude, le résultat d'une mesure d'impact, fondée sur les meilleures connaissances disponibles à ce jour, est plus reproductible et plus transparent qu'un jugement subjectif reposant sur des émotions ou sur des suppositions arbitraires. Une telle EIS permet de fixer des objectifs d'amélioration de cette qualité, non pas dans l'abstrait, comme le ferait une recherche purement académique, mais en s'appuyant sur des critères objectifs de santé publique. Les bénéfices à attendre, en termes d'impact sanitaire, de différents scénarios d'évolution de la pollution atmosphérique peuvent alors être mis en perspective. Ils permettent de comparer l'efficacité de diverses stratégies et d'orienter les décisions pouvant avoir une influence, favorable ou défavorable, sur la qualité de l'air. De ce fait, lors de l'élaboration d'une politique locale des transports, il devrait être possible de choisir plus rationnellement entre plusieurs options, par exemple, entre celle qui consiste à réduire l'intensité des pointes de pollution et celle qui vise à abaisser les niveaux chroniques de concentration des polluants – autrement dit, entre des mesures jouant surtout sur les "pics" et d'autres affectant plutôt la pollution dite "de fond".

De surcroît, chaque fois que des actions de réduction des émissions polluantes sont mises en œuvre, une EIS constitue alors le meilleur moyen d'en mesurer l'impact sur la santé publique et, par là même, d'en évaluer l'efficacité.

Les résultats sont classiquement exprimés en nombre de cas attribuables ou attendus liés à une exposition. Ils doivent être suffisamment simples et parlants pour permettre la prise en compte de l'impact sanitaire dans le processus décisionnel.

C'est dans cet esprit (évaluer les effets de la qualité de l'air sur la santé) et avec cette double finalité (d'une part, fournir des éléments opérationnels de gestion du risque et, d'autre part, rendre ces informations accessibles aux décideurs et à la population) qu'une analyse de l'agglomération dijonnaise a été entreprise. Il s'agit du premier travail de ce type effectué dans la région Bourgogne, l'étude de faisabilité précédemment consacrée à l'unité urbaine de Chalon-sur-Saône ayant conclu à l'impossibilité actuelle de réalisation d'une EIS [54].

On rappellera simplement que les principes méthodologiques de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique ont été formalisés pour la première fois en 1983 par le *National Research Council* (NRC) de l'Académie nationale des sciences des États-Unis [4]. Au cours des vingt années qui ont suivi, organisations internationales et nationales se sont peu à peu rapprochées de ce formalisme [5,6]. La démarche a ensuite été adaptée à la France, à l'échelle d'une agglomération urbaine, et codifiée en 1998 par le Réseau national de santé publique (RNSP) [7], puis en 1999 par l'Institut de veille sanitaire (InVS) [8], qui l'a complétée en 2003 [9] en accord avec les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) [10]. Deux bilans des EIS déjà réalisées ont été publiés, respectivement en 2004 [11] et en 2005 [12].

La présente étude suit donc la démarche décrite par l'InVS [8], de manière à tout d'abord calculer l'impact à *court terme* de la pollution atmosphérique en termes de mortalité anticipée et de morbidité évitable, cette dernière étant cernée à partir des seules admissions hospitalières, faute d'indicateurs de morbidité ambulatoire qui soient commodément accessibles. Dans un second temps, une autre estimation permet d'évaluer l'impact à *long terme* de la pollution atmosphérique sur la mortalité, grâce aux résultats des études épidémiologiques internationales qui ont été utilisées pour réactualiser le guide méthodologique de l'InVS [9].

2. Données et méthodes

2.1 LES DONNÉES

La réalisation d'une EIS implique la mise en relation de deux types de données, les unes relatives à la qualité de l'air et les autres à l'état de santé de la population.

2.1.1 Les données relatives à la qualité de l'air

Les données concernant l'exposition aux principaux polluants de l'atmosphère sont tirées, non pas de scénarios théoriques comme c'est le cas dans beaucoup d'autres EIS, mais de mesures réelles, en l'occurrence les observations réalisées en routine, selon des méthodes normalisées, par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa) [13,14]. L'objectif étant de construire, à l'échelle d'une unité urbaine ou d'une fraction de cette unité urbaine, des indicateurs "d'exposition ambiante", reflétant au mieux les concentrations auxquelles la population est soumise, seules les stations "de fond" situées en ville sont *a priori* retenues pour les trois polluants que sont le dioxyde soufre (SO₂), le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules fines d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (PM10)¹. En particulier, il est capital pour le SO₂ et pour le NO₂ de n'inclure dans l'étude ni stations industrielles ni stations de proximité du trafic. Pour les PM10, un peu plus de souplesse est permis compte tenu de la diffusion assez large de ce polluant, ce qui fait que des stations situées à proximité du trafic peuvent parfois être retenues, même s'il est préférable de l'éviter et si, en toute hypothèse, il convient de s'assurer au préalable qu'elles ont des caractéristiques très proches des stations urbaines. En ce qui concerne l'ozone (retenu uniquement pour la période estivale), il n'y a aucun inconvénient, et même certains avantages, à inclure dans la construction de l'indicateur d'exposition une ou plusieurs stations suburbaines. Les données doivent être validées par le réseau local de mesure et respecter la règle dite "des 75 %", ce qui signifie qu'il est nécessaire de disposer d'au moins 18 mesures horaires sur 24 heures ; sinon, la valeur journalière est considérée comme manquante. Dans tous les cas, les concentrations de polluants sont exprimées en microgrammes par mètre cube d'air (µg/m³). Les niveaux pris en compte de NO₂, de SO₂ et de PM10 correspondent à des moyennes arithmétiques journalières. Pour l'ozone, qui est soumis à un cycle nyctéméral bien marqué, on considère la valeur journalière maximale des moyennes glissantes sur 8 heures.

Le monoxyde de carbone (CO) n'est pas inclus dans l'étude, car l'exposition à ce polluant reste difficile à déterminer à partir d'un simple réseau de surveillance. De plus, ses effets sanitaires sont encore mal connus ou, à tout le moins, imparfaitement quantifiés dans la gamme des concentrations habituellement rencontrées en milieu extérieur.

L'estimation de l'exposition repose sur l'hypothèse selon laquelle la moyenne journalière des capteurs sélectionnés constitue une bonne approximation de la moyenne des expositions individuelles journalières. L'étape cruciale réside donc dans le *choix des stations urbaines* (ou suburbaines pour l'ozone) à prendre en compte. Pour chacun des quatre indicateurs de pollution (SO₂, NO₂, PM10, O₃), les

stations retenues doivent au minimum respecter les deux critères suivants :

- d'une part, l'écart absolu entre les valeurs moyennes des mesures d'une station et celles de chacune des autres doit rester inférieur à 20 µg/m³ ;
- et, d'autre part, les séries journalières de chaque indicateur de pollution doivent être bien corrélées entre les différentes stations, ce qui suppose des coefficients de corrélation linéaire (*r* de Bravais-Pearson) au moins égaux à 0,6.

La méthode utilisée pour la construction des indicateurs d'exposition est, pour l'essentiel, identique dans les études à court et à long termes. La seule différence est que, dans le calcul de l'impact sanitaire à long terme, les valeurs ne sont plus prises en compte de façon journalière, mais moyennées sur l'année. En effet, les seules relations exposition-risque à long terme, qui soient disponibles dans la littérature, reposent sur des concentrations ambiantes agrégées dans le temps, sur des périodes de douze mois ou plus.

2.1.2 Les données sanitaires

Deux types d'indicateurs sanitaires, pour lesquels nous disposons de relations exposition-risque avec les polluants extérieurs mesurés en routine, sont retenus pour quantifier les effets à court terme de la pollution atmosphérique. Il s'agit respectivement de la mortalité générale et de la morbidité hospitalière.

- Les données concernant la mortalité sont disponibles auprès du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc) de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm). Les causes de décès y sont codées selon la 10^e révision de la Classification internationale des maladies (CIM 10) [15]. Seuls sont retenus ici les décès d'individus domiciliés dans la zone d'étude (cf. *infra*). Sont pris en compte, selon les cas :
 - les décès toutes causes (hors morts violentes et accidentelles) et tous âges, soit l'ensemble des codes CIM 10 < S 00 ;
 - les décès de cause cardiovasculaire, tous âges confondus, soit les codes CIM 10 compris entre I 00 et I 99 ;
 - les décès de cause respiratoire, également tous âges confondus, soit les codes CIM 10 allant de J 00 à J 99.
- Pour la morbidité hospitalière, les informations doivent être extraites du programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI), qui est le système d'information des établissements de soins de court séjour, aussi bien publics que privés. Ces données sont accessibles auprès des départements d'information médicale (Dim). Le PMSI enregistre l'activité hospitalière et a pour finalité la classification des séjours en groupes homogènes de malades (GHM), selon une logique essentiellement économique. Chaque unité médicale accueillant un patient code à la fin de son passage dans l'unité, un diagnostic principal correspondant à celui qui a mobilisé le plus de ressources médicales. Ce codage génère alors un résumé d'unité médicale (RUM) qui contient, entre autres renseignements, le code postal de résidence du patient et sa date de naissance [16].

¹ Les PM10 remplacent désormais, en tant qu'indicateur de pollution particulaire, les fumées noires (FN) auxquelles se limitaient les premières EIS.

Les données retenues pour l'EIS sont celles concernant les patients hospitalisés pendant plus de 24 heures (ce qui exclut les simples bilans de surveillance) et en provenance de leur domicile (ce qui écarte également les transferts en provenance d'autres établissements de soins). Ne sont pris en compte que les établissements gérant des services de soins de court séjour pour affections cardio-vasculaires et/ou respiratoires.

On prendra garde, néanmoins, au fait que les données du PMSI ne permettent pas de connaître formellement le motif d'admission (qui serait pourtant le meilleur paramètre pour caractériser les effets de la pollution atmosphérique urbaine sur l'activité hospitalière). On essaie de l'approcher au mieux en utilisant le diagnostic principal de la première unité médicale fréquentée, hors services d'urgences.

Sont retenues, toujours en référence à la CIM 10 :

- les admissions pour motif respiratoire (codes de J 00 à J 99), en distinguant deux tranches d'âge, 15-64 ans d'une part, 65 ans et plus d'autre part ;
- les admissions pour motif cardio-vasculaire (codes de I 00 à I 99), quel que soit l'âge, mais en distinguant la période hivernale (désormais désignée comme hiver : janvier-mars et octobre-décembre) et la période estivale (qualifiée d'été : avril-septembre) ;
- enfin, à l'intérieur de l'ensemble précédent, les admissions pour motif cardiaque *stricto sensu* (codes de I 00 à I 52), à la fois tous âges confondus et chez les sujets de 65 ans ou plus, la seconde catégorie étant incluse dans la première.

Ces différents indicateurs, relatifs à la mortalité aussi bien qu'aux admissions hospitalières, sont recueillis pour toutes les communes de la zone d'étude et pour chaque saison de la période sélectionnée.

2.2 LES MÉTHODES

2.2.1 Les critères de sélection de la zone et de la période d'étude

Le recueil des données sanitaires ne pouvant en pratique se faire à une échelle plus fine, l'échelon communal est le niveau minimal de résolution pour la définition de la zone d'étude, qui ne peut être qu'une commune ou un agrégat de communes, toutes prises dans leur intégralité.

Seules les zones urbaines, pour lesquelles l'exposition de la population à la pollution atmosphérique peut être considérée comme étant à la fois homogène et convenablement estimée, sont susceptibles de donner lieu à une EIS. Ces conditions supposent que pour la sélection des communes prises en compte, les quatre critères suivants soient au moins réunis :

1. la présence d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air mesurant en routine, de façon fiable et validée, sur des stations "de fond", au moins l'un des indicateurs de pollution parmi le SO₂, le NO₂, les PM₁₀ et l'ozone (cf. supra) – et si possible les quatre ; les données doivent en outre être disponibles sur une durée continue d'au moins un an ;
2. l'existence d'une continuité du bâti, sans enclave ni rupture d'urbanisation, de façon à satisfaire l'hypothèse d'une qualité

d'air ambiant homogène ; la continuité urbaine avec le centre-ville est définie classiquement comme "toute zone bâtie constituée de constructions avoisinantes formant un ensemble tel qu'aucune ne soit séparée de la plus proche par plus de 200 m" [17]. Les zonages réalisés par l'Insee et les cartes IGN à 1/25 000 permettent de vérifier s'il en est ainsi. Lorsque les cartes n'ont pas fait l'objet d'une actualisation récente, la consultation de photographies aériennes s'impose. L'examen des cartes IGN permet en outre de s'assurer de l'absence de toute dénivellation brutale ou de particularités topographiques remettant en question l'homogénéité des niveaux de pollution ;

3. de surcroît, la population sur laquelle porte l'EIS doit séjourner la majeure partie du temps à l'intérieur de la zone d'étude et être exposée de la même façon à la pollution ; l'analyse des navettes domicile-travail disponibles auprès de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) permet de vérifier si une large proportion de la population résidente ayant un emploi travaille dans l'une ou l'autre des communes retenues ;
4. enfin, l'absence de source ponctuelle majeure de pollution atmosphérique, qu'elle soit automobile ou industrielle, puisque – rappelons-le – les calculs doivent reposer sur la construction d'un indicateur d'exposition unique pour l'ensemble de cette zone.

Les quatre étapes de l'évaluation du risque sont détaillées en annexe 1.

2.2.2 Le calcul du nombre de cas attribuables

L'ultime étape de l'EIS permet de quantifier l'impact sanitaire en calculant, pour un indicateur donné, le nombre de décès ou d'admissions hospitalières que l'on peut attribuer à la pollution atmosphérique, représentée par un indicateur d'exposition sur la période et la zone d'étude qui ont été choisies. Les guides méthodologiques de l'InVS [8,9] sont accompagnés de classeurs ExcelTM et du logiciel EIS-PA version 2.0 (téléchargeable sur le site <http://www.invs.sante.fr>), qui facilitent grandement les calculs.

D'une manière générale, les relations exposition-risque étant linéaires et sans seuil, la proportion de cas attribuables (PA) à un niveau donné de pollution atmosphérique se détermine selon la formule suivante :

$$PA = f (RR - 1) / [1 + f (RR - 1)] \quad (1)$$

où RR est le risque relatif² établi par rapport au niveau de pollution de référence et f la prévalence de l'exposition (autrement dit, la proportion de la population qui est exposée au niveau de pollution considéré). Dans le cas de la pollution atmosphérique urbaine, f est pris conventionnellement égal à 1, puisque toute la population est exposée [18,19].

Le nombre de cas attribuables (NA) à la pollution, pour le niveau observé et la période considérée, devient alors :

$$NA = [(RR - 1) / RR] \times N \quad (2)$$

N étant le nombre d'événements sanitaires (décès ou hospitalisations) survenus au cours de cette période.

² Le risque relatif (RR) exprime le rapport entre l'incidence d'une maladie (ou des décès causés par celle-ci) chez les sujets exposés à un polluant donné et l'incidence chez les non-exposés. Il s'agit d'un nombre sans unité, compris entre 0 et l'infini. Un risque relatif "nul" a pour valeur 1. Plus RR s'éloigne de 1, que ce soit au-dessus ou au-dessous, plus forte est l'association entre la survenue de la maladie (ou du décès) et la présence du polluant étudié.

Dans les deux formules précédentes, le nombre d'événements attribuables est théoriquement calculé en référence à un niveau de pollution atmosphérique nul, auquel est associé un risque relatif RR égal à 1. Or, d'un point de vue opérationnel, le choix d'un niveau de référence de pollution nul n'est absolument pas approprié et ne saurait constituer pour les décideurs un objectif raisonnable – ne serait-ce que parce qu'il est impossible à atteindre. C'est la raison pour laquelle en pratique, le nombre d'événements attribuables n'est pas calculé pour un niveau de pollution donné, mais pour un certain différentiel de pollution (Δ). Dès lors, la formule (2) ci-dessus s'écrit comme suit :

$$NA = [(RR_{\Delta} - 1) / RR_{\Delta}] \times N \quad (3)$$

NA désignant le nombre de cas attribuables pour la période considérée, N le nombre moyen d'événements sanitaires sur cette période, et RR_{Δ} l'excès de risque associé au différentiel de pollution étudié tel qu'il est donné par la relation exposition-risque. Par convention, Δ peut être pris égal à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, quel que soit le polluant considéré.

S'agissant des impacts à court terme sur la mortalité, les fonctions exposition-risque utilisées sont, pour le SO_2 , le NO_2 et l' O_3 , celles qui

ont été définies dans le cadre du **programme de surveillance air et santé - 9 villes (PSAS-9)** [20]. Pour les PM10, seul le programme *Air Pollution and Health : a European Approach* (Apeha) [21] a déterminé de telles fonctions et c'est ce même programme qui fournit les seules fonctions jugées valables dans le cas des admissions hospitalières. Les RR ont été estimés dans chacune des neuf villes du PSAS-9 par la méthode d'analyse de séries temporelles. Une analyse combinée des résultats obtenus a ensuite permis le calcul d'un "métarisque" plus représentatif de la moyenne des situations urbaines françaises, puisque prenant en compte l'hétérogénéité des RR locaux. La démarche de modélisation statistique a fait l'objet de plusieurs publications [20 ;22-24].

Les tableaux I et II détaillent, respectivement pour la mortalité et pour la morbidité, les valeurs retenues pour RR avec leurs intervalles de confiance (IC) à 95 %. On précisera que ces RR concernent toujours l'exposition du jour de l'événement et de la veille : il s'agit donc de relations concernant les risques à **court terme** d'une exposition de courte durée (deux jours) à la pollution atmosphérique ambiante.

TABLEAU 1		RISQUES RELATIFS (RR) DE MORTALITÉ ET INTERVALLES DE CONFIANCE (IC) À 95 % ESTIMÉS POUR UNE EXPOSITION DE 0-1 JOUR ET POUR UNE AUGMENTATION DE 10 µG/M³ DES INDICATEURS DES POLLUANTS			
Mortalité	PM10	SO ₂	NO ₂	O ₃ (été)	
Toutes causes	1,006 [1,004 ; 1,008]	1,011 [1,005 ; 1,017]	1,010 [1,007 ; 1,013]	1,007 [1,003 ; 1,01]	
Cardio-vasculaire		1,008 [1,004 ; 1,011]	1,012 [1,005 ; 1,018]	1,011 [1,004 ; 1,018]	
Respiratoire		1,011 [1,001 ; 1,021]	1,013 [1,005 ; 1,021]	1,012 [1,006 ; 1,019]	

Source : [9], d'après [20] et [21]. Les risques relatifs (RR) significatifs apparaissent en gras.

TABLEAU 2		RISQUES RELATIFS (RR) DE MORBIDITÉ ET INTERVALLES DE CONFIANCE (IC) À 95 % ESTIMÉS POUR UNE EXPOSITION DE 0-1 JOUR ET POUR UNE AUGMENTATION DE 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ DES INDICATEURS DES POLLUANTS	
		Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires	
		15-64 ans	> 64 ans
O_3 été		1,004 [0,998 ; 1,010]	1,008 [1,004 ; 1,014]
NO_2		1,002 [0,997 ; 1,007]	1,004 [0,996 ; 1,012]
SO_2		1,002 [0,998 ; 1,005]	1,004 [1,001 ; 1,009]
PM10			1,009 [1,006 ; 1,013]
		Admissions hospitalières pour pathologies cardio-vasculaires (tous âges)	
		Été	Hiver
NO_2		1,012 [1,007 ; 1,017]	1,010 [1,006 ; 1,041]
SO_2			1,013 [1,006 ; 1,020]
		Admissions hospitalières pour pathologies cardiaques	
		Tous âges	> 64 ans
PM10		1,005 [1,002 ; 1,008]	1,007 [1,004 ; 1,010]

Source : [9], d'après [21]. Les risques relatifs (RR) significatifs apparaissent en gras.

TABLEAU 3 RISQUE RELATIF (RR) DE MORTALITÉ À LONG TERME ET INTERVALLE DE CONFIANCE (IC) À 95 % ESTIMÉ POUR UNE AUGMENTATION DE 10 µg/m³ DES PM10	
Mortalité	PM10
Toutes causes	1,043 [1,026 ; 1,061]

Source : [9], d'après [20]. Le risque relatif (RR) apparaissant en gras est significatif.

Pour les effets à **long terme**, c'est l'étude trinationale [25], également retenue par l'OMS, qui a été jugée la plus fiable par l'InVS, au moins dans l'immédiat. Les RR correspondants sont rassemblés sur le tableau 3. Il faut néanmoins préciser que les fonctions exposition-risque utilisées ont été en partie établies dans des populations américaines potentiellement différentes en termes de causes de mortalité et d'exposition, ce qui appelle à la prudence dans l'interprétation des résultats.

En pratique, le nombre d'événements sanitaires attribuables à la pollution atmosphérique urbaine est calculé pour chaque journée de la période d'étude. L'impact sanitaire est ensuite obtenu en sommant les événements sanitaires attribuables journaliers. Il est à noter que les risques relatifs associés à chaque indicateur de pollution ne sont pas indépendants. Chaque polluant doit être considéré comme un **indicateur d'exposition au mélange atmosphérique ambiant**, et non pas comme une substance chimique particulière aux effets spécifiques : les interactions entre polluants sont multiples et l'effet d'un polluant, ou de la pollution dont il est le témoin, peut varier en fonction du niveau d'autres polluants. En conséquence, les nombres d'événements attribuables à chaque indicateur **ne sont pas cumulables**³, faute de quoi la démarche serait discréditée. Les calculs sont donc réalisés pour chaque indicateur d'exposition, mais le nombre de cas attribuables retenu comme quantifiant l'impact sanitaire est uniquement le plus élevé parmi ceux qui ont été calculés pour les différents indicateurs d'exposition. Il s'interprète comme l'impact sanitaire minimal de la pollution atmosphérique locale.

Référence faite aux effets à court terme, la méthode permet d'estimer l'impact de la pollution ambiante mesurée localement selon deux scénarios différents, appelés respectivement scénarios 2 et 3, étant entendu que le scénario 1 reflète l'impact de la pollution atmosphérique sur la période d'étude :

- le scénario 2 correspond à la suppression des niveaux dépassant les normes en vigueur pour chaque polluant, autrement dit à la réduction des pics de pollution. Les niveaux de référence choisis équivalent aux objectifs de qualité fixés par le décret 2002-213 du 15 février 2002 : pour l'ozone O₃, il est de 110 µg/m³ sur 8 heures ; pour le NO₂, le SO₂ et les PM10, il s'établit respectivement, en moyenne annuelle, à 40, 50 et 30 µg/m³. Ce scénario a pour objectif de mettre en évidence l'impact sanitaire lié au dépassement des normes et, accessoirement, d'engager une réflexion sur la pertinence de ces normes ;
- le scénario 3 correspond à une diminution de 25 % de la moyenne annuelle pour chacun des polluants. Il a fondamentalement un objectif décisionnel local.

Référence faite aux effets à long terme, quatre scénarios sont envisagés. Ils fixent les niveaux de référence pour la moyenne annuelle des PM10, respectivement à 40 µg/m³ (valeur limite européenne pour la protection de la santé en 2005, scénario 1), à 20 µg/m³ (valeur limite européenne pour la protection de la santé prévue en 2010, scénario 2), à 5 µg/m³ au-dessous de la moyenne de la période étudiée (scénario 3) et à 25 % au-dessous de cette même moyenne (scénario 4).

³ De nombreuses incompréhensions proviennent d'une méconnaissance de ces notions de décès attribuables, d'hospitalisations attribuables ou, plus généralement, de "fraction attribuable", dont la simplicité n'est qu'apparente. Le risque attribuable à la somme des facteurs de risque n'est pas la somme des risques attribuables à chacun de ces facteurs, pour deux raisons principales :

- la compétition entre causes de décès ou entre motifs d'hospitalisation pour la mortalité ou la morbidité totale ;
- les interactions entre les facteurs contribuant à une même cause.

3. Résultats

Telle qu'elle est définie par l'Insee, l'unité urbaine de Dijon [26] couvre une superficie de 166 km² et regroupe 15 communes⁴ qui totalisaient 236 953 habitants au dernier Recensement général de la population (RGP) en 1999 [27]. Il s'agit de l'agglomération [28] de loin la plus peuplée du département de la Côte-d'Or et de la région Bourgogne tout entière : "moins qu'une véritable métropole, mieux qu'un simple chef-lieu" [29].

La sélection de la période et de la zone d'étude constituent des préalables indispensables à l'analyse de la pollution atmosphérique et de son impact sur la santé.

3.1 LA PÉRIODE D'ÉTUDE

La période d'étude doit être la plus récente possible pour laquelle l'ensemble des informations nécessaires à la réalisation de l'EIS est accessible. Compte tenu du retard de l'ordre de trois ans existant en France dans la diffusion des données sur les causes médicales de décès, et du fait qu'à la date de mise en chantier de la présente EIS, l'année 2002 n'était pas encore disponible, 2001 s'imposait comme borne inférieure de la période d'étude.

Le recueil des données sanitaires ne soulevait *a priori* aucune difficulté sur les quatre années 1998-2001. Mais ce sont les données de pollution atmosphérique qui étaient souvent lacunaires et parfois imprécises sur le début de cette période, surtout en ce qui concerne l'ozone et les particules fines. C'est ainsi, par exemple, que l'analyseur d'O₃ du site Pasteur (cf. *infra*) a été renouvelé en novembre 1999, l'appareil précédent se situant à l'extrême limite inférieure du calibrage ; il s'ensuit que l'homogénéité de la série 1998-2001 était douteuse. De même, s'agissant des PM₁₀, les premières mesures (au demeurant limitées à un seul site) datent seulement de la fin juillet 1998 et il a fallu attendre la mi-septembre 1999 pour disposer de données sur le site Pasteur. Or, pour tenir compte du caractère complexe des interactions dans le mélange atmosphérique, la prise en compte d'une même période d'étude pour tous les polluants est hautement souhaitable. Ces

différentes raisons, ajoutées à la bonne qualité de la série postérieure (cf. *infra*), nous ont incités à ne faire débiter la période d'étude qu'à partir du 1^{er} janvier 2000, et donc à la restreindre à 24 mois.

Du point de vue météorologique, les deux années 2000 et 2001 ont présenté des conditions assez voisines⁵ et proches des dispositions habituelles, ce que confirment des températures moyennes respectives de 11,7 et 11,2 °C (contre 11,3 °C pour la moyenne des dix années précédentes) et des hauteurs d'eau précipitées de 740 et 805 mm (à rapprocher des 764,7 mm de la série 1990-1999).

En outre, pour les données de mortalité et de morbidité, le choix d'une série postérieure au 1^{er} janvier 2000 offrait l'avantage d'une parfaite homogénéité de la codification des causes de décès ou des motifs d'hospitalisation, utilisant exclusivement la 10^e révision de la classification internationale des maladies (CIM 10) [30].

3.2 LA ZONE D'ÉTUDE

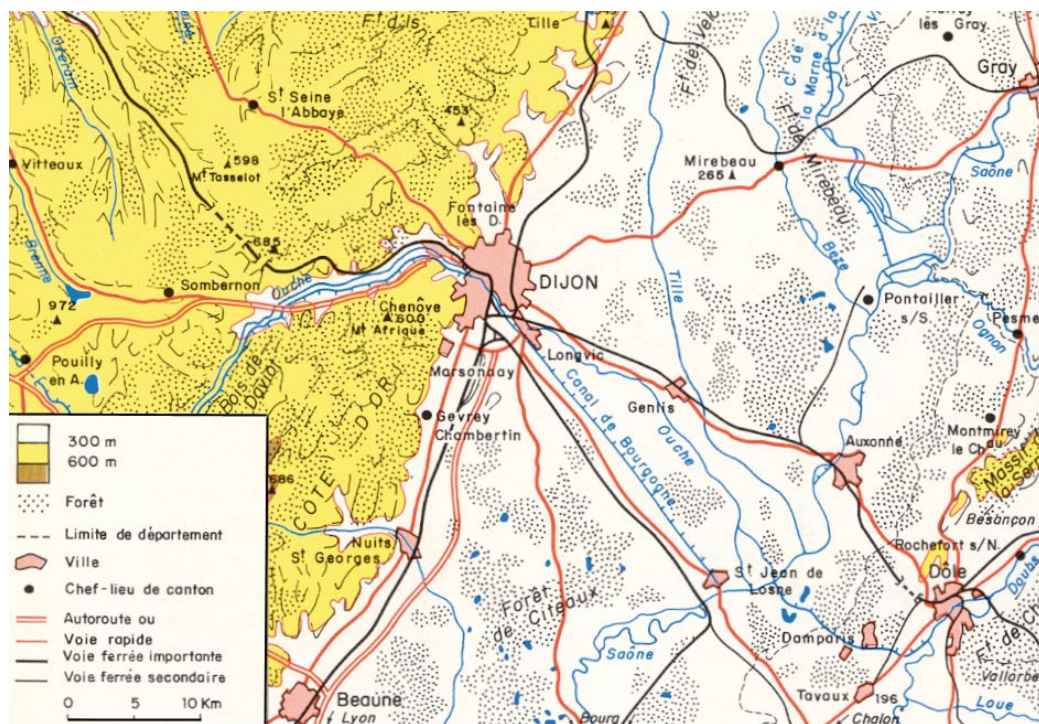
L'agglomération dijonnaise (figures 1 et 2) se situe sur un glacis de piedmont au débouché de la vallée de l'Ouche, au contact des plateaux bourguignons à l'Ouest et de la plaine alluviale de la Saône à l'Est, d'où les quatre grandes unités topographiques qui composent le site : les plateaux calcaires occidentaux, surmontés de buttes aux lignes rigides dont les altitudes assez uniformes tournent autour de 400 m ; le talus de bordure (extrémité septentrionale de la Côte de Nuits), de direction sensiblement méridienne et de commandement compris entre 90 et 100 m ; la vallée de l'Ouche, au large fond plat ; enfin, vers l'est, les collines de Montmuzard et des Grésilles, culminant respectivement à 271 et 285 m. Installée primitivement sur les bords de l'Ouche, la ville s'est développée en fonction de la topographie, d'abord le long de la côte occidentale, puis en gagnant progressivement les hauteurs [31]. Elle est grossièrement organisée de façon concentrique autour du *castrum* originel.

⁴ Par ordre alphabétique, il s'agit de Chenôve, Chevigny-Saint-Sauveur, Daix, Dijon, Fontaine-lès-Dijon, Longvic, Marsannay-la-Côte, Neuilly-lès-Dijon, Ouges, Sennecey-lès-Dijon, Perrigny-lès-Dijon, Plombières, Quétigny, Saint-Apollinaire et Talant.

⁵ Dans le détail, l'année 2000 a été caractérisée par un hiver plutôt doux, sec et ensoleillé, auquel a succédé un printemps lui aussi tiède ; l'été a connu une situation plus conforme à la normale, sauf en juillet, particulièrement arrosé et plutôt frais ; enfin, l'automne a combiné chaleur et humidité. La douceur hivernale s'est répétée en 2001, mais le printemps a enregistré des pluies assez abondantes, surtout en mars ; l'été a ensuite été moins ensoleillé que d'habitude, avec des répercussions possibles sur la pollution photo-oxydante, mais le soleil a brillé généreusement durant l'automne.

FIGURE 1

LA SITUATION DE DIJON



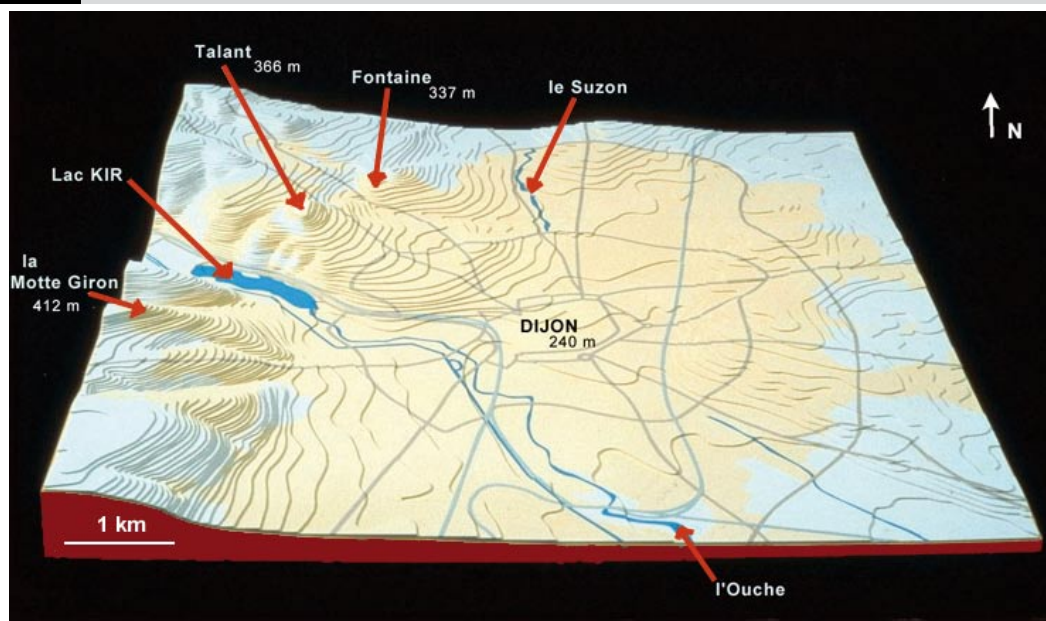
Source : [33].

L'ensemble de l'agglomération est sous l'influence d'un climat océanique teinté de continentalité, qui n'exclut pas, surtout en été, une certaine "méditerranéité" due au couloir de la Saône et du Rhône [32]. Malgré une position déprimée par rapport aux plateaux, qui vaut à Dijon une soixantaine de jours de brouillard par situation anticyclonique, surtout entre octobre et janvier, il n'existe pas d'obstacle topographique majeur à la dispersion des polluants – si ce n'est en présence de puissantes inversions thermiques. En particulier, les vents dominants (figure 3), qui soufflent soit du nord-nord-est (bise d'hiver canalisée par la plaine de la Saône), soit du sud-sud-ouest (traduisant bien l'influence de la côte), contribuent à empêcher une

trop longue stagnation des masses d'air excessivement chargées de substances nocives. Les vitesses du vent sont en moyenne un peu plus élevées à la mi-journée que de nuit (tableau 4a). Les vents forts, dépassant 16 m/s, restent relativement rares (31 jours en 2000, 25 en 2001), et ils montrent une légère tendance à se concentrer sur la période hivernale (tableau 4b) ; la direction dominante est alors comprise entre sud et ouest-sud-ouest en hiver (84 % des vents forts), et entre sud-ouest et nord-ouest en été (64 % des vents forts). Ces dispositions sont proches des valeurs habituelles, l'année 2000 ayant toutefois été un peu plus venteuse.

FIGURE 2

LE SITE DE DIJON



Source : Centre régional de documentation pédagogique de Bourgogne.

TABEAU 4 LES VENTS À DIJON EN 2000 ET 2001

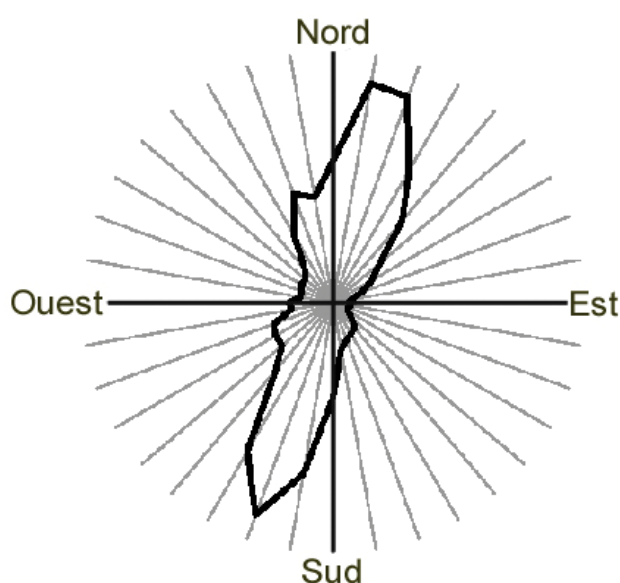
A) VITESSE MOYENNE (M/S) PAR TRANCHE DE 3 HEURES

	00 h	03 h	06 h	09 h	12 h	15 h	18 h	21 h
2000	2,9	2,7	2,7	3,5	4,3	4,3	3,3	3,0
2001	3,2	3,1	3,1	3,8	4,5	4,4	3,7	3,3

B) NOMBRE DE JOURS DE VENT FORT (> 16 M/S)

	Hiver	Été	Année
2000	17	14	31
2001	14	11	25
Normale 1970-1999	15	9	24

FIGURE 3 ROSE DES VENTS DE DIJON (2000-2001)



Source : données Météo-France.

Pour autant que l'on puisse les connaître [34,35], les nuances microclimatiques⁶ ne sont pas suffisantes pour remettre en question l'homogénéité de l'ensemble de l'agglomération.

Il convient maintenant d'identifier une zone sans rupture d'urbanisation, où la majorité de la population séjourne en permanence et où la qualité de l'air (mesurée par des stations de type urbain) et la répartition des immissions peuvent être considérées comme homogènes.

3.2.1 La délimitation de la zone d'étude

Le critère de continuité urbaine [36], tel qu'il a été défini précédemment (absence de "coupure verte" de plus de 200 m, cf. *supra*, p. 12), conduit à écarter sans hésitation neuf des 15 communes de l'unité urbaine (fig. 4 et 5) :

- à l'Est et au Sud-Est, Quétigny, Chevigny-Saint-Sauveur, Sennecey-

lès-Dijon et Neuilly-lès-Dijon, séparées de la commune-centre par une vraie "ceinture verte" ;

- au Nord et au Nord-Ouest, Talant⁷, Daix et Plombières-lès-Dijon ;
- au Sud, Ouges et Perrigny-lès-Dijon.

Le cas de Longvic était plus délicat. S'il y a continuité, celle-ci se fait plus par des zones d'activités commerciales, artisanales ou industrielles, ou par des équipements, que par du bâti d'habitations. Il a donc été jugé préférable d'exclure également cette commune (de surcroît morcelée en puzzle par les lignes de chemin de fer, le canal de Bourgogne et la rocade est de Dijon).

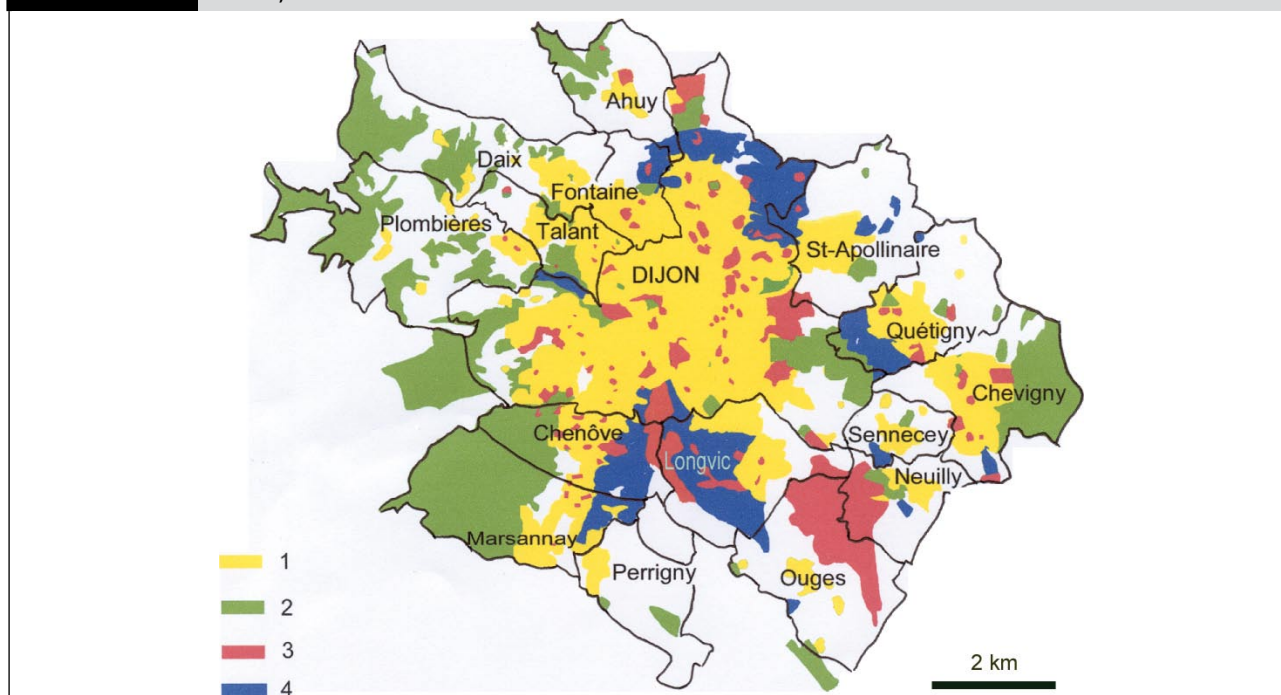
Au final, restent cinq communes qui vont constituer la zone d'étude (figure 6). Il s'agit de Dijon, Saint-Apollinaire, Fontaine-lès-Dijon, Chenôve et Marsannay-la-Côte, même si, dans ce dernier cas, l'hésitation était permise en raison du caractère assez filiforme de la continuité avec Chenôve, ainsi qu'il apparaît sur la figure 5.

⁶ Cinq postes thermométriques [35] ont fonctionné de juillet 1976 à mai 1979, respectivement aux abords de l'usine d'incinération (Nord de l'agglomération), en amont du lac Kir (sur la commune de Plombières-lès-Dijon), près de l'église du "vieux" Talant, au CREPS de Mirande (Est de l'agglomération) et à la Rente Bel-Air (dans le quartier des Marcs d'Or).

⁷ Le village de Talant remplirait les conditions requises, mais pas la ZAC du Belvédère qui regroupe 46,5 % de la population communale (5 732 habitants sur un total de 12 332 au recensement de 1999). La nécessité de travailler sur des communes entières conduit donc à l'exclusion de l'ensemble.

FIGURE 4

LE BÂTI, ÉLÉMENT DE DÉFINITION DE L'UNITÉ URBAINE DIJONNAISE EN 1999



Source : Agence intercommunale d'urbanisme, simplifié et modifié / [36], modifié.

1 : Zones d'habitat ; 2 : Espaces verts et équipements sportifs ; 3 : Équipements ; 4 : Zones d'activités (commerciales, artisanales, industrielles).

FIGURE 5

LA ZONE D'ÉTUDE



F.-lès-D. = Fontaine-lès-Dijon ; S.-lès-D. = Sennecey-lès-Dijon.

3.2.2 Population et établissements de soins

Les cinq communes retenues (tableau 5) concentrent 80,0 % de la population de l'agglomération, mais couvrent seulement 45,8 % de

sa superficie. Leur densité est hétérogène dans le rapport de 1 à près de 9. Elles peuvent pourtant toutes être qualifiées d'urbaines, même si l'une d'entre elles (Marsannay-la-Côte) consacre une part notable de son terroir à l'agriculture.

TABLEAU 5 LA POPULATION DE LA ZONE D'ÉTUDE			
	Population	Superficie (km ²)	Densité (hab/km ²)
Dijon	153 813	41,31	3 723
Chenôve	16 454	7,41	2 221
Fontaine-lès-Dijon	9 033	4,49	2 012
Marsannay-la-Côte	5 266	12,54	420
Saint-Apollinaire	5 097	10,24	498
Total	189 663	75,99	2 496

Source : Insee, RGP 1999 ; population totale avec doubles comptes.

Le tableau 6 décrit la répartition de la population selon les trois classes d'âge concernées par l'étude. Chenôve est la commune la plus "jeune", Fontaine-lès-Dijon la plus "âgée".

TABLEAU 6 RÉPARTITION PAR CLASSE D'ÂGE DANS LA ZONE D'ÉTUDE						
	0-14 ans		15-64 ans		65 ans et plus	
	Effectif	%	Effectif	%	Effectif	%
Dijon	20 751	13,8	106 344	70,8	23 043	15,4
Chenôve	3 355	20,6	10 686	65,8	2 209	13,6
Fontaine-lès-Dijon	1 348	15,2	5 744	64,7	1 780	20,1
Marsannay-la-Côte	924	17,7	3 335	64,0	954	18,3
Saint-Apollinaire	741	14,7	3 378	67,3	905	18,0
Total	27 119	14,6	129 487	69,8	28 891	15,6

Source : Insee, RGP 1999.

Les informations concernant les déplacements domicile-travail (tableau 7) indiquent qu'environ 12,2 % des actifs (soit 9 025 personnes) ont quitté la zone d'étude, en 1999, pour aller travailler à l'extérieur de celle-ci, plus des 9/10 d'entre eux étant néanmoins restés

à l'intérieur de l'agglomération dijonnaise [37]. Cette proportion est faible et varie peu d'une commune à l'autre ; elle légitime l'hypothèse que l'ensemble de la population est exposé toute la journée à la pollution atmosphérique de la zone d'étude.

TABLEAU 7 LES NAVETTES DOMICILE-TRAVAIL DANS LA ZONE D'ÉTUDE			
	Actifs	Travaillent dans la zone d'étude	%
Dijon	60 359	52 924	87,7
Chenôve	5 827	5 182	88,9
Fontaine-lès-Dijon	3 706	3 213	86,7
Marsannay-la-Côte	2 134	1 894	88,8
Saint-Apollinaire	2 135	1 923	90,1
Total	74 161	65 136	87,8

Source : Insee, RGP 1999 (à l'exclusion des actifs ayant une activité confidentielle dans le secteur de la Défense et des individus qui ont déclaré travailler en des lieux variables).

Trois établissements hospitaliers ont des services de pneumologie et/ou de cardiologie, ou d'autres spécialités susceptibles d'accueillir des patients souffrant de maladies des voies respiratoires ou de maladies cardio-vasculaires (angiologie, neurologie ..., voire médecine ou médecine interne). Il s'agit du centre hospitalier universitaire, sur ses deux sites de court séjour (Hôpital Général et Hôpital du Bocage), et de deux cliniques privées du groupe Générale de Santé, la Clinique de Chenôve (122 lits) et la Clinique de Fontaine (99 lits). Deux autres établissements dijonnais (Clinique Clément Drevon et Clinique Sainte-Marthe) n'ont qu'une activité très réduite dans ces pathologies. En revanche, il est vraisemblable que certains patients habitant la zone d'étude sont hospitalisés à la clinique mutualiste Bénigne Joly de Talant (120 lits), mais il n'a pas été possible d'en tenir compte.

3.3 LA QUALITÉ DE L'AIR

3.3.1 Les sources de pollution

Comme la majeure partie de la Bourgogne, l'agglomération dijonnaise est marquée par une forte prédominance du secteur tertiaire qui, en 1999, fournissait 79,6 % des emplois contre 13,6 % pour le secteur secondaire, hors bâtiment et travaux publics. Le fait est que les industries sont relativement peu nombreuses et de petite taille, sans aucun établissement dépassant 1 000 salariés.

Les principales industries implantées à Dijon ou dans les communes périphériques œuvrent dans le domaine de la pharmacie (Laboratoires Fournier SA, Synthélabo...), des équipements électriques et électroniques (Schneider Electric Industries SA...), des composants passifs ou des condensateurs (TPC...), ou de l'automobile (Koyo Steering, naguère Peugeot-Citroën Mécanique de l'Est). Est également bien représentée la fabrication d'articles en caoutchouc (Plasto SA), de condiments, d'assaisonnements (Amora-Maille...), de confiserie (Nestlé-France...) et de spiritueux, ainsi que la construction d'ascenseurs, de monte-charge, d'escaliers mécaniques et de cellules d'aéronefs. Il s'agit en majorité d'activités "propres", ou relativement propres, d'autant que l'implantation de ces industries est le plus souvent récente. Le corollaire de cette situation est la faible pollution de source industrielle et la forte prépondérance des polluants liés au transport.

Un inventaire des principales émissions de polluants dans l'atmosphère a été réalisé en octobre 1997 par le Centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique (Citepa) [3]. Dans l'attente d'une actualisation, qui devrait s'accompagner de la recherche d'une plus grande exhaustivité, les principaux résultats (pour l'essentiel relatifs à l'année 1994) sont présentés dans le tableau 8, à l'échelle de l'unité urbaine tout entière. On notera que le Citepa n'a pris en compte que le SO₂, les CO et CO₂, les oxydes d'azote (NO_x), l'ammoniac (NH₃) et les composés organiques volatils (COV) non méthaniques.

Bien qu'antérieurs à notre période d'étude, ces chiffres peuvent être interprétés par référence à ceux des 10 unités urbaines venant immédiatement au-dessus de Dijon, pour l'effectif de la population, et des 10 unités urbaines venant immédiatement au-dessous. Si l'on classe ces 21 unités urbaines de la moins polluée à la plus polluée, la capitale régionale de la Bourgogne se place :

- au 5^e rang à égalité avec Béthune et Mulhouse pour les émissions de NH₃, avec 20 t/an, pour des extrêmes de 14 (Le Mans) et 2 610 (Lens) ;
- au 6^e rang pour les émissions de NO_x et de CO₂, avec respectivement 2 800 et 1 033 000 t/an, alors que les extrêmes s'établissent à 2 100 (Brest) et 16 800 (Le Havre) pour les oxydes d'azote, à 825 000 (Brest) et 13 398 000 (Dunkerque) pour le gaz carbonique ;
- au 9^e rang pour les émissions de SO₂, avec 1 800 t/an, le minimum étant de l'ordre de 1 000 (Montpellier, Brest) et le maximum de 53 600 (Le Havre) ;
- au 12^e rang pour les émissions de COV non méthaniques, avec 9 700 t/an, les chiffres les plus bas provenant de Reims et du Mans (5 200), le plus élevé du Havre (25 400) ;
- au 12^e rang également pour les émissions de CO, avec 37 100 t/an, valeur néanmoins beaucoup plus proche de celle de Reims (21 000 t) que de celle de Dunkerque (452 300 t).

Autrement dit, Dijon occupe un rang deux fois nettement au-dessous de la médiane, une fois sensiblement à son niveau et deux fois légèrement au-dessus.

TABEAU 8

ÉMISSIONS POLLUANTES SUR L'UNITÉ URBAINE DE DIJON, AVEC LEUR MARGE D'INCERTITUDE (1997)

Polluant	Quantité moyenne journalière (tonnes/an)
SO ₂	5,1 (± 5 %)
NO _x	7,6 (± 15 à 20 %)
COV	26,5 (± 30 à 50 %)
NH ₃	0,05 (± 30 à 50 %)
CO	101,7
CO ₂	2 830,1 (± 5 %)

Source : Citepa.

À défaut de chiffres disponibles à l'échelle locale, on admettra que les sources fixes de pollution (englobant l'extraction et la transformation de l'énergie, les activités industrielles, le traitement des déchets, l'agriculture et la sylviculture, le secteur résidentiel, le secteur tertiaire, le commerce au sens large du terme et l'institutionnel) ne représentent qu'un poids minime au regard des sources mobiles (qui proviennent des transports, surtout routiers, mais aussi ferroviaires et accessoirement fluviaux ou aériens) [38,39]. N'oublions pas que sur l'agglomération dijonnaise, les voitures parcourent en moyenne 3 millions de km par jour, les poids lourds 150 000 et les bus plus de 30 000. Il semble que les sources fixes ne tiennent une place prédominante que dans les émissions de SO₂ et de composés organiques volatils (COV) non méthaniques.

3.3.2 Le réseau de surveillance

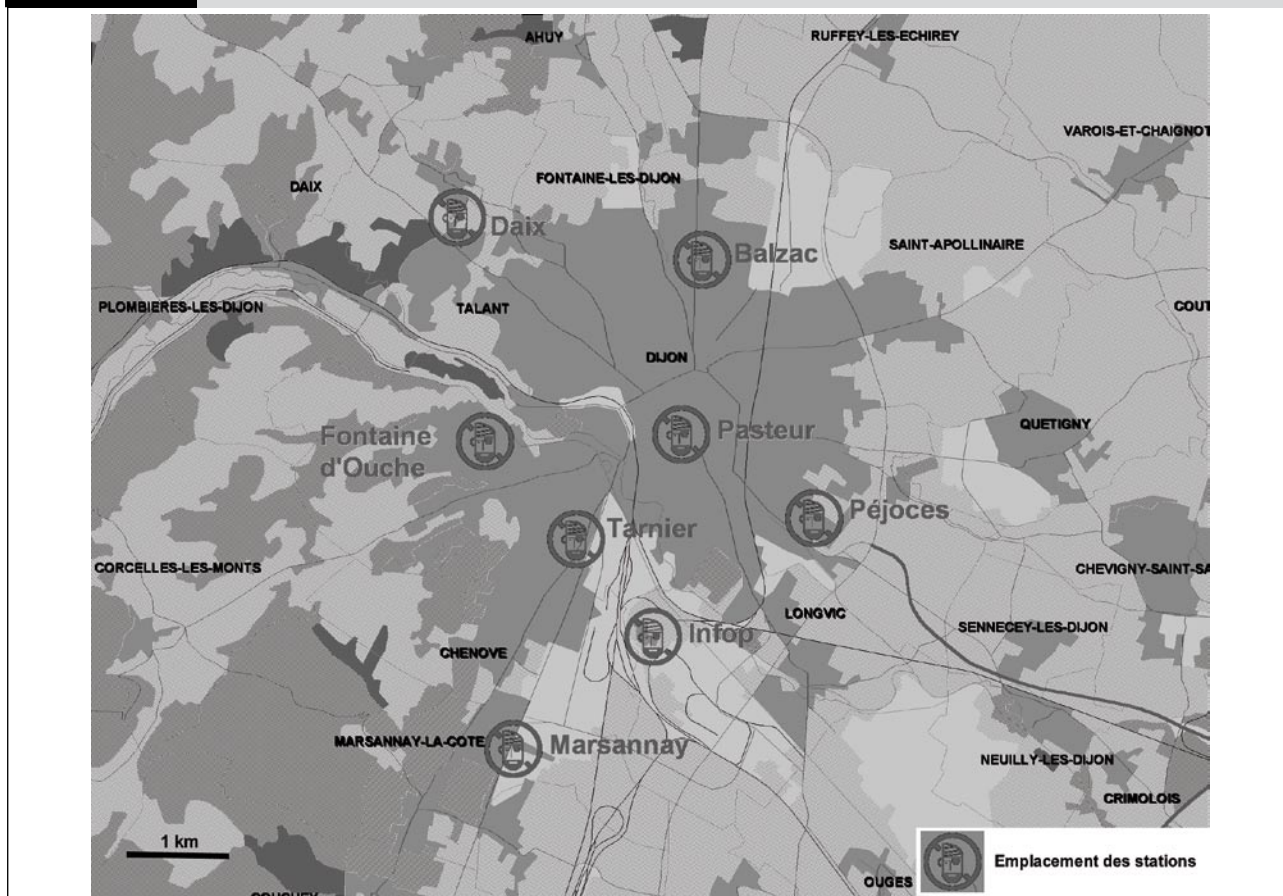
Le réseau de surveillance de la qualité de l'air couvrant la zone d'étude [40] est géré par l'association Atmosf'air⁸ Bourgogne Centre-Nord (Atmosf'air BCN), membre de la fédération Atmo, regroupant

l'ensemble des Aasqa. Au cours des années 2000-2001, il comprenait huit stations fixes (figure 7), dont six que l'on peut, avec quelques nuances, qualifier d'urbaines (Pasteur, Tarnier, Balzac, Péjoces, Marsannay et Fontaine-d'Ouche) et deux de périurbaines (Daix et Infop). Trois de ces stations sont partiellement sous l'influence du trafic (Pasteur, Péjoces et Marsannay). On notera que le Sud et l'Ouest de la zone urbaine sont mieux pourvus que le Nord et l'Est⁹ ; mais il est évident que la surveillance d'une agglomération n'est pas construite sur des bases purement géométriques.

Les caractéristiques de ces stations et la nature des analyseurs en place dans chacune d'elles sont présentées en annexe 2. Les méthodes de mesure diffèrent selon les polluants : fluorescence UV pour le SO₂, chimiluminescence pour le NO₂, photométrie UV pour l'O₃ et oscillation microbalance (fréquence-mètre) ou jauge bêta pour les PM10.

Mais toutes ces stations ne remplissent pas les conditions pour être incluses dans l'EIS.

FIGURE 6 LE RÉSEAU DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE EN 2000-2001



Source : Atmosf'air BCN.

⁸ Atmosf'air : Association territoriale pour la mesure, l'observation, la surveillance et la formation dans le domaine de l'air.

⁹ L'absence de station urbaine, dans la partie Nord-Ouest de l'agglomération, fournit un argument supplémentaire à l'exclusion de Talant de la zone d'étude (cf. supra, p. 21).

3.3.3 Sélection des stations de mesure

Les critères de sélection seront considérés séparément pour chacun des quatre indicateurs de pollution retenus (SO₂, NO₂, PM10, O₃).

Pour le SO₂, sept sites de mesure étaient disponibles, avec des moyennes s'échelonnant de 2,8 à 5,9 µg/m³ (tableau 9) et des valeurs

journalières assez médiocrement corrélées (tableau 10). Deux de ces stations, Daix et Infop, sont exclues d'emblée car périurbaines. En revanche, les cinq autres stations seront utilisées dans la construction de l'indicateur d'exposition au SO₂.

TABLEAU 9 MOYENNES JOURNALIÈRES DU SO ₂ DANS LES DIFFÉRENTES STATIONS DE SURVEILLANCE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)							
	Pasteur	Tarnier	F. d'Ouche	Daix	Péjoces	Infop	Balzac
2000	5,58	5,85	4,38	2,72	5,10	3,09	3,73
2001	3,68	5,94	1,63	2,23	4,41	2,44	2,67
2000-2001	4,63	5,89	3,01	2,48	4,75	2,77	3,20
% valeurs manquantes	7,1	5,2	0,8	0,7	0,4	2,5	0,7

TABLEAU 10 CORRÉLATIONS ENTRE STATIONS DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (COEFFICIENTS DE BRAVAIS-PEARSON) POUR LE SO ₂ (2000-2001)							
	Pasteur	Tarnier	F. d'Ouche	Daix	Péjoces	Infop	Balzac
Pasteur	1,00						
Tarnier	0,68	1,00					
F d'Ouche	0,61	0,62	1,00				
Daix	0,51	0,49	0,47	1,00			
Péjoces	0,67	0,53	0,53	0,32	1,00		
Infop	0,60	0,71	0,63	0,39	0,56	1,00	
Balzac	0,69	0,56	0,60	0,66	0,50	0,51	1,00

Ce ne sont pas moins de huit stations qui assurent la surveillance du NO₂, avec des moyennes variant de 15,8 à 35,4 µg/m³ (tableau 11) et des valeurs journalières généralement bien corrélées entre elles (tableau 12). Si l'on met à part Daix et Infop (stations périurbaines), ainsi que Marsannay (qui subit une influence excessive du trafic

automobile), les coefficients de corrélation sont tous supérieurs à 0,85 et tous significatifs (p<0,05). Les cinq autres stations [41] seront donc utilisées dans la construction de l'indicateur d'exposition au NO₂.

TABLEAU 11 MOYENNES JOURNALIÈRES DU NO ₂ DANS LES DIFFÉRENTES STATIONS DE SURVEILLANCE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)								
	Pasteur	Tarnier	F. d'Ouche	Daix	Péjoces	Infop	Balzac	Marsannay
2000	39,2	28,8	25,4	20,0	30,4	26,0	28,5	30,6
2001	35,4	30,3	23,8	15,8	27,2	25,8	27,3	27,5
2000-2001	37,3	29,6	24,6	17,9	28,8	25,9	27,9	29,0
% valeurs manquantes	0,3	0,3	1,2	1,6	2,3	2,5	0,5	1,2

TABLEAU 12

CORRÉLATIONS ENTRE STATIONS DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (COEFFICIENTS DE BRAVAIS-PEARSON) POUR LE NO₂ (2000-2001)

	Pasteur	Tarnier	F. d'Ouche	Daix	Péjoces	Infop	Balzac	Marsannay
Pasteur	1,00							
Tarnier	0,92	1,00						
F. d'Ouche	0,94	0,96	1,00					
Daix	0,58*	0,76*	0,90	1,00				
Péjoces	0,89	0,98	0,94	0,87	1,00			
Infop	0,98	0,94	0,96	0,72	0,89	1,00		
Balzac	0,89	0,99	0,93	0,60*	0,97	0,92	1,00	
Marsannay	0,63*	0,72*	0,38*	0,14*	0,58*	0,74*	0,93	1,00

Tous les coefficients de corrélation sont significatifs ($p < 0,05$), sauf ceux suivis d'un astérisque.

Pour les particules fines, seules quatre stations étaient équipées d'analyseurs durant notre période d'étude. L'examen des moyennes (tableau 13) et des corrélations interstationnelles (tableau 14) nous amène, comme précédemment, à exclure Daix, et à retenir les trois

autres. Pasteur, en centre-ville, enregistre une concentration moyenne plus forte (20,7 µg/m³ vs 17,2 et 19,2 pour les deux autres), mais le coefficient entre les sites, pris deux à deux, est toujours supérieure à 0,8 et l'analyse des données journalières révèle que les écarts ne dépassent 5 µg/m³ que dans 7,8 % des cas entre Pasteur et Marsannay, dans 8,4 % des cas entre Pasteur et Péjoces, et dans 5,7 % des cas entre Péjoces et Marsannay.

TABLEAU 13

MOYENNES JOURNALIÈRES DES PM₁₀ DANS LES DIFFÉRENTES STATIONS DE SURVEILLANCE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)

	Pasteur	Daix	Péjoces	Marsannay
2000	21,1	15,6	18,0	20,3
2001	20,4	14,1	16,3	18,0
2000-2001	20,7	14,8	17,2	19,2
% valeurs manquantes	0,4	3,8	2,6	0,1

TABLEAU 14

CORRÉLATIONS ENTRE STATIONS DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (COEFFICIENTS DE BRAVAIS-PEARSON) POUR LES PM₁₀ (2000-2001)

	Pasteur	Daix	Péjoces	Marsannay
Pasteur	1,00			
Daix	0,85	1,00		
Péjoces	0,86	0,87	1,00	
Marsannay	0,87	0,90	0,81	1,00

Tous les coefficients de corrélation sont significatifs ($p < 0,05$).

Enfin, pour l’ozone (tableaux 15 et 16) [42], dont la surveillance est récente, sur les six analyseurs en place, Marsannay a été écarté pour absence totale de données en janvier-février 2000, Péjoces pour l’absence du premier semestre 2000 et Balzac pour l’écart excessif entre les années 2000 et 2001 qui jette le doute sur la validité de la mesure (d’autant que les années ultérieures ont toutes donné des valeurs supérieures à 41 µg/m³). Deux options étaient donc

envisageables : ou bien se limiter à Tarnier et Pasteur, mais il s’agit là de deux stations urbaines, ce qui est assez gênant pour l’ozone comme on l’a précisé plus haut ; ou bien leur ajouter Daix qui, bien que n’étant pas inclus dans la zone retenue, peut être jugé représentatif des quartiers périurbains. L’ozone ayant une large diffusion, c’est cette dernière option qui a été retenue.

TABLEAU 15 MOYENNES JOURNALIÈRES DE L’OZONE DANS LES DIFFÉRENTES STATIONS DE SURVEILLANCE DE L’AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)						
	Pasteur	Tarnier	Daix	Péjoces	Balzac	Marsannay
2000	33,9	36,2	57,8	38,4	28,9	44,3
2001	33,8	36,3	59,1	43,3	40,9	44,7
2000-2001	33,9	36,2	58,4	40,9	34,9	44,5
% valeurs manquantes	0,1	1,0	3,4	25,9	0,1	9,6

TABLEAU 16 CORRÉLATIONS ENTRE STATIONS DE L’AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (COEFFICIENTS DE BRAVAIS-PEARSON) POUR L’OZONE (2000-2001)						
	Pasteur	Tarnier	Daix	Péjoces	Balzac	Marsannay
Pasteur	1,00					
Tarnier	0,95	1,00				
Daix	0,93	0,93	1,00			
Péjoces	0,97	0,94	0,97	1,00		
Balzac	0,92	0,90	0,94	0,95	1,00	
Marsannay	0,95	0,95	0,96	0,97	0,95	1,00

Tous les coefficients de corrélation sont significatifs ($p < 0,05$).

3.3.4 Les indicateurs d’exposition

Les statistiques descriptives des indicateurs d’exposition retenus, pour les années 2000-2001 réunies, sont présentées dans le tableau 17 et sur les figures 8 à 15.

Avec des maxima de 23 µg/m³ en hiver et de 10 en été, les niveaux journaliers de l’indicateur d’exposition au SO₂ sont tous très largement inférieurs à la valeur de référence, que le décret déjà cité du 15 février 2002 fixe à 50 µg/m³. Il en va presque de même pour l’ozone, l’objectif de qualité situé à 110 µg/m³ sur 8 heures n’étant dépassé que pendant 0,27 % du temps ou pendant 0,55 % de l’été, avec un maximum de 121,7 µg/m³.

La situation est moins favorable en ce qui concerne le NO₂, où la valeur de référence choisie (40 µg/m³) n’est respectée que pendant 53,5 % de la période de référence, avec des maxima absolus à 51 en été et à 91 en hiver, ainsi que pour les PM10 avec une pointe à 91 µg/m³, alors que le niveau de référence ne doit pas dépasser 30. En somme, si la zone d’étude reste habituellement bien au-dessous des objectifs de qualité, des conditions assez exceptionnelles de climat ou de trafic entraînent parfois un franchissement des valeurs limites pour le NO₂ et les PM10, et exceptionnellement pour l’ozone.

TABLEAU 17

DESCRIPTION DES INDICATEURS D'EXPOSITION DE LA POPULATION, DANS LA ZONE D'ÉTUDE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE, SUR LES ANNÉES 2000 ET 2001 RÉUNIES

	O ₃	NO ₂			SO ₂			PM10		
	Été	Année	Été	Hiver	Année	Été	Hiver	Année	Été	Hiver
Nombre	366	731	366	365	731	366	365	731	366	365
Minimum	20	8	8	14	0	0	1	4	4	4
Percentile 5	33	13	11	20	1	0	2	9	9	9
Percentile 25	46	20	16	29	2	1	4	13	12	14
Médiane	57	27	21	37	3	2	6	18	16	19
Percentile 75	70	37	26	43	6	3	8	23	21	26
Percentile 95	88	49	34	54	11	5	12	36	28	39
Maximum	122	91	51	91	23	10	23	91	42	91
Moyenne journalière	59	29	22	37	4	2	6	19	17	21
Écart-type	17,4	11,8	7,2	10,7	3,3	1,4	3,3	9,1	6,2	10,8
Taux valeurs stationnelles manquantes (%)	2,64	1,18	1,41	0,96	2,60	1,80	3,40	1,00	1,27	0,73
Taux moyennes journalières manquantes (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

FIGURE 8

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AU SO₂, SUR L'ANNÉE ENTIÈRE (NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

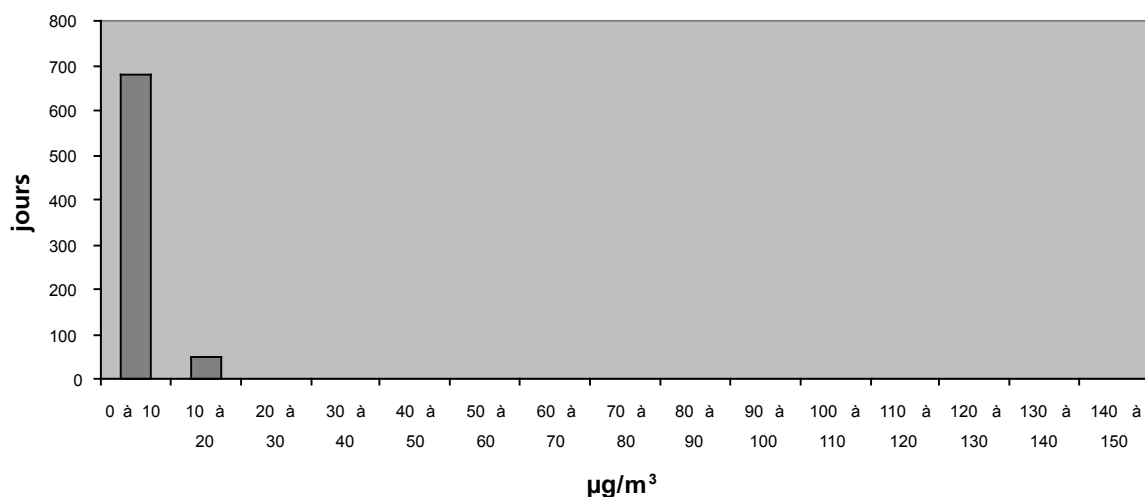


FIGURE 9

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION À L'O₃, EN ÉTÉ (NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

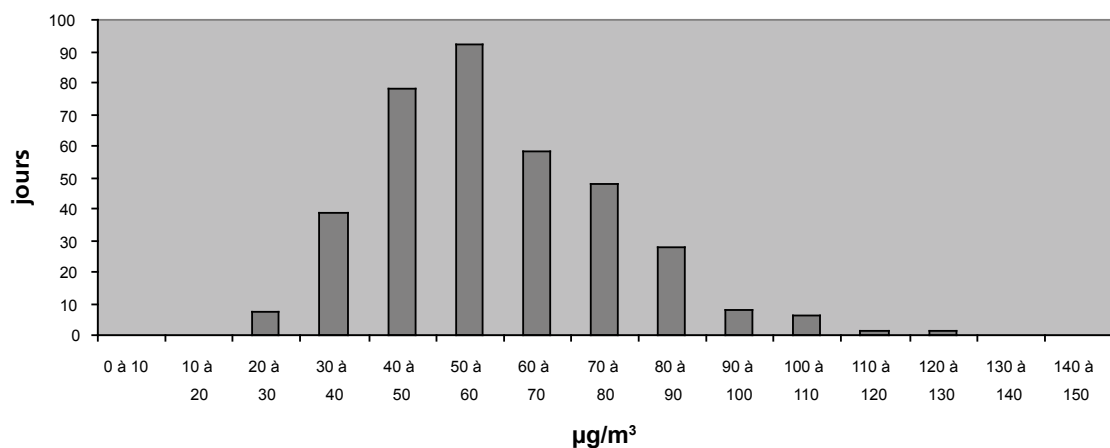


FIGURE 10

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AU NO_2 , SUR L'ANNÉE ENTIÈRE
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

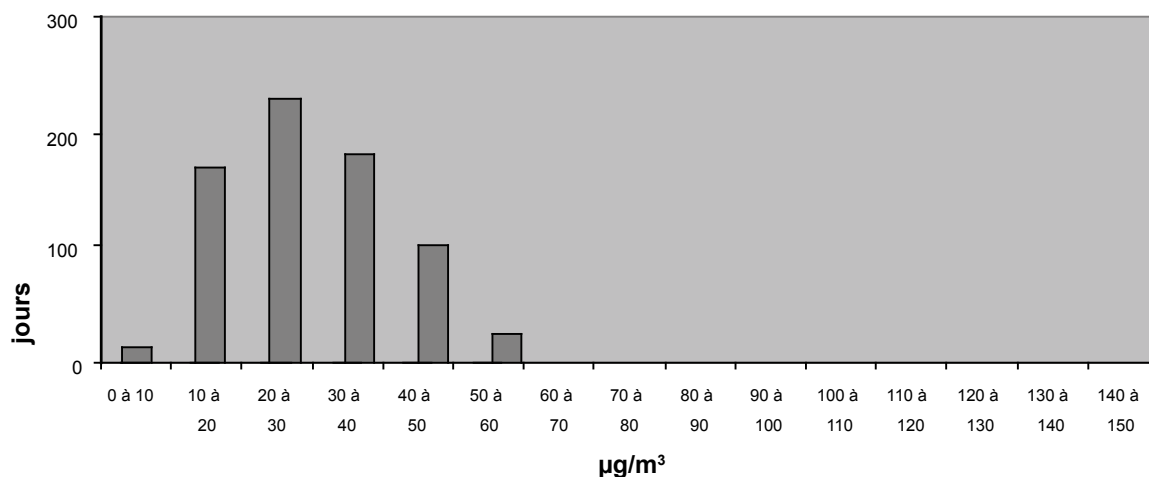


FIGURE 11

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AU NO_2 , EN ÉTÉ
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

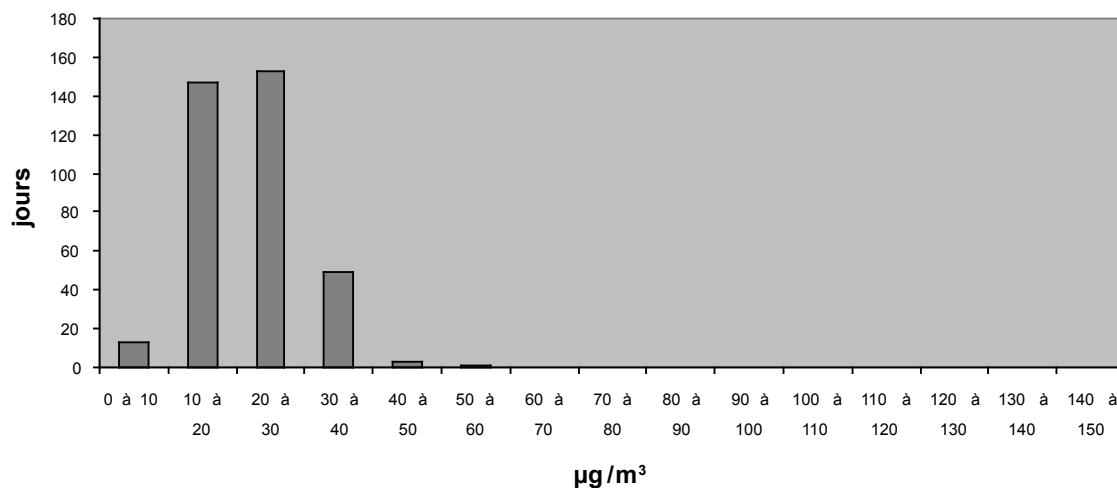


FIGURE 12

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AU NO_2 , EN HIVER
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

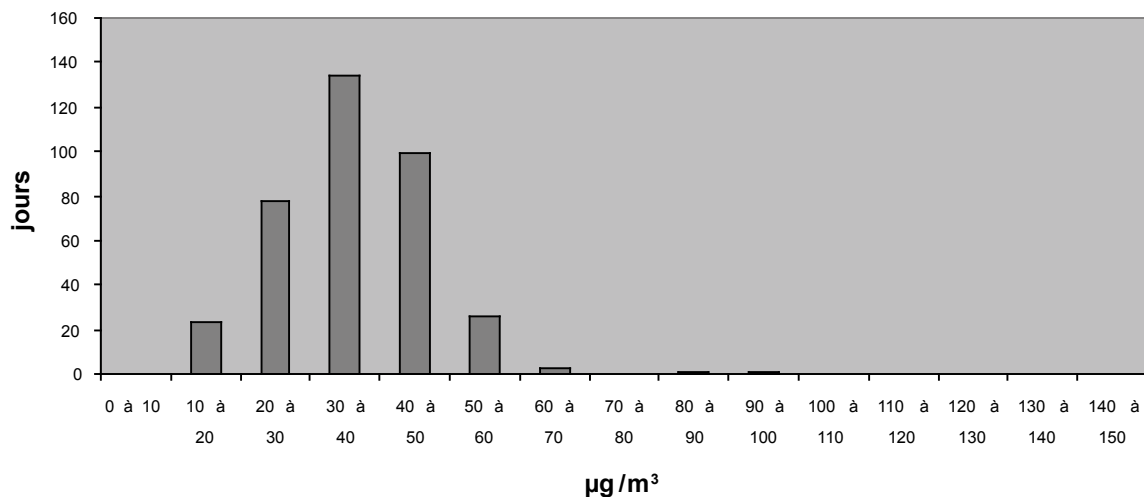


FIGURE 13

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AUX PM10, SUR L'ANNÉE ENTIÈRE
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

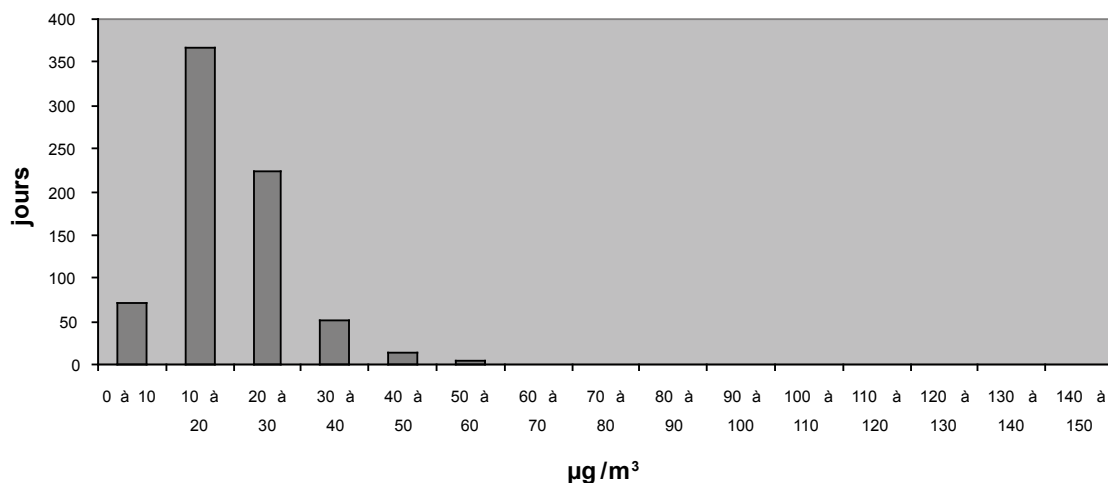


FIGURE 14

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AUX PM10, EN ÉTÉ
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)

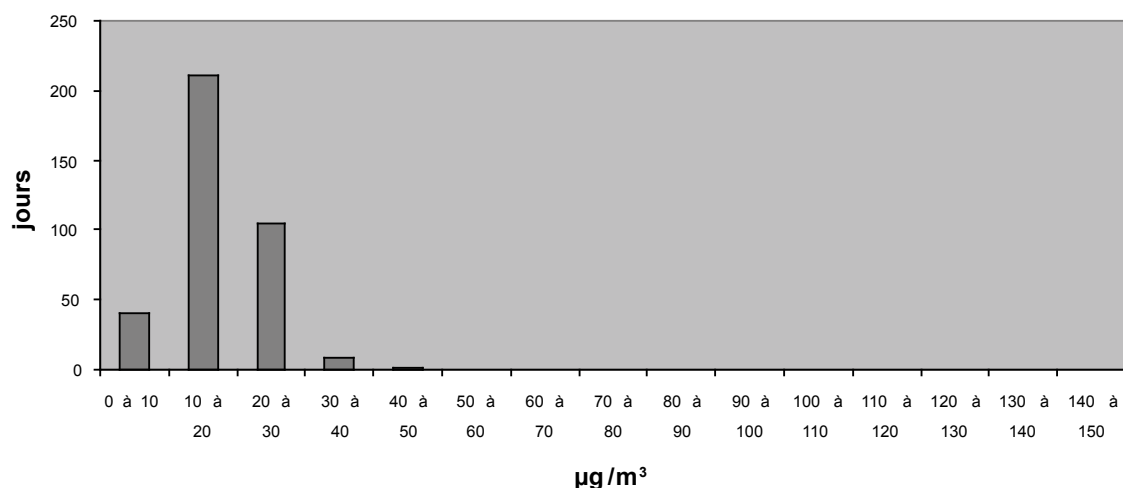
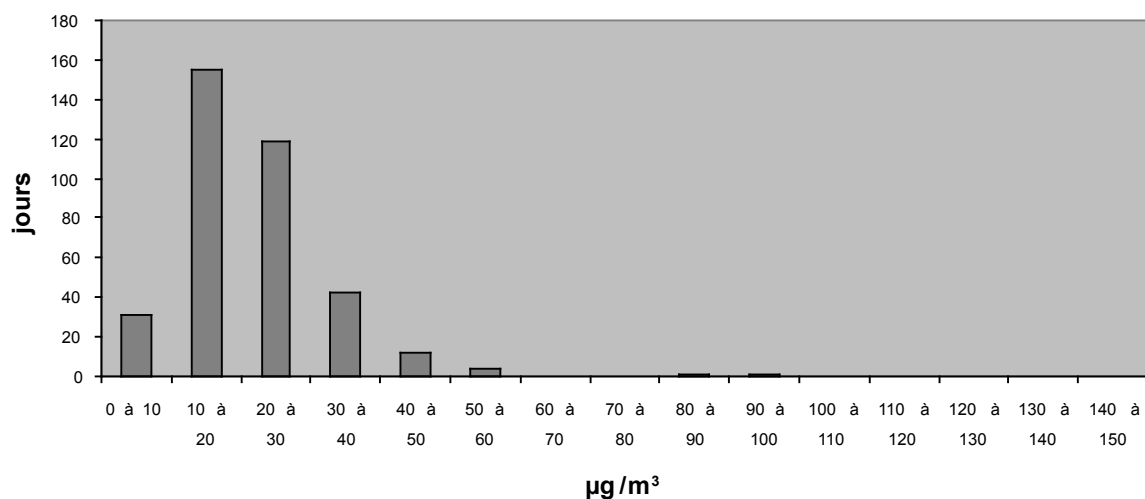


FIGURE 15

DISTRIBUTION PAR CLASSE DE L'INDICATEUR D'EXPOSITION AUX PM10, EN HIVER
(NOMBRE DE JOURS SUR L'ENSEMBLE DE LA PÉRIODE D'ÉTUDE)



3.4 LES INDICATEURS SANITAIRES

Les effectifs de mortalité toutes causes (hors morts violentes et accidentelles), de mortalité cardio-vasculaire et de mortalité

respiratoire, pour les personnes domiciliées à l'intérieur de la zone d'étude, sont présentés dans le tableau 18, tandis que le tableau 19 donne le détail des admissions hospitalières.

TABLEAU 18 NOMBRE ANNUEL TOTAL DE DÉCÈS DANS LA ZONE D'ÉTUDE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE ET MOYENNES JOURNALIÈRES ARRONDIES, ANNÉES 2000 ET 2001			
	Toutes causes	Causes cardio-vasculaires	Causes respiratoires
2000	1 279	413	101
2001	1 285	174	80
Moyenne journalière	3,51	0,80	0,25

TABLEAU 19 ADMISSIONS HOSPITALIÈRES DE CAUSES SÉLECTIONNÉES DANS LA ZONE D'ÉTUDE DE L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE, ANNÉES 2000 ET 2001					
	Cause respir. 15-64 ans	Cause respir. > 64 ans	Cause cardio-vasculaire	Cause cardiaque tous âges	Cause cardiaque > 64 ans
Année 2000	611	914	4 451	3 747	2 708
Dont hiver	302	531	2 339	1 961	1 414
Dont été	309	383	2 112	1 786	1 294
Année 2001	492	941	4 921	4 240	3 189
Dont hiver	250	522	2 583	2 257	1 682
Dont été	242	419	2 338	1 983	1 507

3.5 CARACTÉRISATION DU RISQUE À COURT TERME

Pour chaque indicateur de pollution atmosphérique, l'impact sanitaire a été calculé par rapport à une exposition à un très faible niveau de pollution. À cet égard, on rappellera que les nombres de cas attribuables, ainsi déterminés pour chaque indicateur, ne doivent pas être cumulés, et que le nombre "réel" de cas attribuables est **au moins égal** à la valeur maximale obtenue dans les différentes estimations. Les résultats présentés indiquent donc le nombre de cas attribuables le plus élevé pour chaque indicateur sanitaire, parmi ceux qui ont été calculés pour l'ensemble des polluants étudiés. Seuls les risques significatifs sont retenus ; ils sont caractérisés à la fois par leur estimation centrale et par l'intervalle de confiance (IC) à 95 %.

3.5.1 Estimation de l'impact sur la mortalité anticipée

Le NO₂ est l'indicateur d'exposition qui ressort du tableau 20 comme ayant le plus d'impact sur la mortalité anticipée. Le nombre annuel total de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique s'élève à environ 24, dont environ 7 d'origine cardio-vasculaire et 2 d'origine respiratoire.

TABLEAU 20 NOMBRE DE DÉCÈS ANTICIPÉS ATTRIBUABLES À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE ET INTERVALLE DE CONFIANCE (IC) À 95 %				
Mortalité	PM10	SO ₂	NO ₂	O ₃ (été)
Toutes causes	7,22 [4,81 ; 9,63]	0,24 [0,11 ; 0,38]	24,22 [16,91 ; 31,58]	8,15 [3,48 ; 11,62]
Cardiovasculaire	-	0,04 [0,02 ; 0,06]	6,64 [2,75 ; 10,01]	3,05 [1,10 ; 5,03]
Respiratoire	-	0,02 [0,00 ; 0,03]	2,22 [0,85 ; 3,61]	0,72 [0,36 ; 1,16]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

3.5.2 Les décès évitables en liaison avec une baisse de la pollution atmosphérique

Les gains sanitaires possibles ont été estimés pour deux scénarios différents.

Le scénario 2 (tableau 21) montre que la diminution de l'O₃ et du SO₂, sous les normes, n'entraînerait quasiment aucun effet étant donné que,

durant la période d'étude, ces normes (respectivement 110 µg/m³ sur 8 heures et 50 µg/m³ sur 24 heures) n'ont jamais été dépassées pour le dioxyde de soufre ou ne l'ont été que très sporadiquement (deux fois en deux ans) pour l'ozone. Le gain resterait également négligeable en abaissant les PM10 à moins de 30 µg/m³. Mais la diminution des pics de NO₂ au-dessous de l'objectif de qualité de 40 µg/m³ aurait un effet significatif.

TABLEAU 21		NOMBRE DE DÉCÈS ANTICIPÉS POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DES NIVEAUX DÉPASSANT LES OBJECTIFS DE QUALITÉ, POUR CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 2)			
Mortalité	PM10	SO ₂	NO ₂	O ₃ (été)	
Toutes causes	0,64 [0,42 ; 0,85]	0,00 [0,00 ; 0,00]	1,78 [1,24 ; 2,31]	0,02 [0,01 ; 0,03]	
Cardio-vasculaire	-	0,00 [0,00 ; 0,00]	0,49 [0,20 ; 0,74]	0,01 [0,00 ; 0,01]	
Respiratoire	-	0,00 [0,00 ; 0,00]	0,16 [0,06 ; 0,27]	0,00 [0,00 ; 0,01]	

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

Finalement, si l'on réduisait la pollution atmosphérique pour la maintenir en toutes circonstances au-dessous des normes, le gain sanitaire minimal serait de l'ordre de 2 décès par an pour mortalité toutes causes confondues, dont moins de 1 décès tous les deux ans pour motif cardio-vasculaire et seulement 1 tous les cinq ans pour motif respiratoire.

Le scénario 3 correspond, quant à lui, à une diminution de 25 % de la moyenne annuelle de chaque polluant. Quel que soit l'indicateur de mortalité considéré, le bénéfice potentiellement obtenu avec ce scénario (tableau 22) est supérieur à celui fourni par le scénario 2. Le gain sanitaire minimal, estimé d'après le résultat le plus élevé, tourne autour de 9 décès par an pour la mortalité toutes causes, dont 2 d'origine cardio-vasculaire et 1 d'origine respiratoire.

TABLEAU 22		NOMBRE DE DÉCÈS ANTICIPÉS POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DE 25 % DE LA MOYENNE ANNUELLE DE CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 3)			
Mortalité	PM10	SO ₂	NO ₂	O ₃ (été)	
Toutes causes	3,63 [2,42 ; 4,84]	1,50 [0,68 ; 2,31]	9,09 [6,36 ; 11,81]	5,96 [2,55 ; 8,52]	
Cardiovasculaire	-	0,25 [0,13 ; 0,34]	2,49 [1,04 ; 3,72]	2,20 [0,80 ; 3,60]	
Respiratoire	-	0,11 [0,01 ; 0,20]	0,83 [0,32 ; 1,34]	0,52 [0,26 ; 0,83]	

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

Le tableau 23 résume les résultats obtenus¹⁰. Ainsi, que l'on considère les décès toutes causes, les décès d'origine cardio-vasculaire ou les décès d'origine respiratoire, l'application du scénario 3 à la pollution au NO₂ montre un gain sanitaire de l'ordre de 37 % vs 7 % avec le

scénario 2. En termes d'impacts sur la mortalité, réduire la pollution "de fond" pourrait donc s'avérer cinq fois plus efficace que d'en écarter les "pics".

¹⁰ L'inclusion de Daix pour l'ozone ne change rigoureusement rien au résultat final.

TABLEAU 23

NOMBRE MOYEN ANNUEL DE DÉCÈS ÉVITABLES SUIVANT DEUX SCÉNARIOS DE RÉDUCTION DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)

	Nombre annuel de décès évitables	Gain sanitaire en %
Mortalité toutes causes		
- Scénario 2	1,78 [1,24 ; 2,31]	7
- Scénario 3	9,09 [6,36 ; 11,81]	37,5
Mortalité cardio-vasculaire		
- Scénario 2	0,49 [0,20 ; 0,74]	7
- Scénario 3	2,49 [1,04 ; 3,72]	37,5
Mortalité respiratoire		
- Scénario 2	0,16 [0,06 ; 0,27]	7
- Scénario 3	0,83 [0,32 ; 1,34]	37

3.5.3 Estimation de l'impact sur la morbidité hospitalière

L'impact sanitaire de la pollution atmosphérique (tableau 24) s'établit autour de 95 admissions annuelles pour pathologies cardio-vasculaires (64 en hiver, 31 en été) et de 8 admissions pour pathologies respiratoires chez les personnes de 65 ans et plus ; le nombre de cas attribuables pour la morbidité respiratoire chez les 15-64 ans n'est pas significatif.

Quant aux admissions hospitalières pour motif cardiaque attribuables à la pollution atmosphérique, elles peuvent être évaluées aux environs de 19. On notera que le chiffre tous âges confondus est du même ordre

de grandeur que celui calculé pour les personnes âgées de 65 ans ou plus ; cela s'explique par le fait que le risque relatif correspondant est plus élevé dans cette tranche d'âge, comme nous l'avons déjà indiqué (tableau 2, p. 15).

Pour les pathologies respiratoires comme pour les pathologies cardiaques *stricto sensu*, ce sont les PM10 qui ressortent, alors que pour les pathologies cardio-vasculaires, en été comme en hiver, le risque essentiel paraît lié au NO₂.

De la même façon que pour la mortalité, le fait d'inclure ou non le site de Daix pour l'ozone ne modifie en rien les résultats obtenus.

TABLEAU 24

NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES ATTRIBUABLES À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE, EN FONCTION DE LA PATHOLOGIE ÉTUDIÉE ET INTERVALLE DE CONFIANCE (IC) À 95 %

	Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires	
	15-64 ans	> 64 ans
O ₃ été	2,16 [-1,07 ; 5,43]	6,24 [3,10 ; 10,99]
NO ₂	2,10 [-3,14 ; 7,39]	7,05 [-7,01 ; 21,30]
SO ₂	0,02 [-0,02 ; 0,05]	0,06 [0,02 ; 0,14]
PM10	-	7,82 [5,21 ; 11,32]
	Admissions hospitalières pour pathologies cardio-vasculaires (tous âges)	
	Été	Hiver
NO ₂	30,67 [17,87 ; 43,52]	64,43 [38,50 ; 90,58]
SO ₂	-	1,11 [0,51 ; 1,70]
	Admissions hospitalières pour pathologies cardiaques	
	Tous âges	> 64 ans
PM10	18,75 [7,49 ; 30,04]	19,36 [11,05 ; 27,69]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

3.5.4 Les hospitalisations évitables en liaison avec une baisse de la pollution atmosphérique

Le gain sanitaire potentiellement lié à la diminution des niveaux dépassant les objectifs de qualité de l'air (scénario 2) varie notablement suivant le motif d'hospitalisation. Pour les pathologies respiratoires (tableau 25), la diminution de l'ozone et du SO₂ sous les normes n'entraîne aucun effet, pour la même raison que précédemment, à

savoir que les dites normes n'ont pratiquement pas été dépassées sur la période d'étude. Seules les PM10 ont un effet, d'ailleurs limité aux plus de 64 ans ; mais si l'on diminuait la pollution atmosphérique pour qu'elle reste au-dessous des normes, on ne pourrait même pas espérer gagner une hospitalisation par an. C'est très peu. Mieux vaudrait donc réaliser une baisse de 25 % de l'ozone et des PM10 (scénario 3) ; le gain sanitaire minimal estimé chez les plus de 64 ans (tableau 26) dépasserait cette fois les 4 hospitalisations par an¹¹.

TABLEAU 25		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF RESPIRATOIRE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DES NIVEAUX DÉPASSANT LES OBJECTIFS DE QUALITÉ POUR CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 2)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies respiratoires	
		15-64 ans	> 64 ans
Scénario 2	O ₃ été	0,00 [0,00 ; 0,00]	0,01 [0,01 ; 0,02]
	NO ₂	0,15 [-0,23 ; 0,53]	0,51 [-0,51 ; 1,54]
	SO ₂	0,00 [0,00 ; 0,00]	0,00 [0,00 ; 0,00]
	PM10	-	0,69 [0,46 ; 1,01]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

TABLEAU 26		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF RESPIRATOIRE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DE 25 % DE LA MOYENNE ANNUELLE DE CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 3)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies respiratoires	
		15-64 ans	> 64 ans
Scénario 3	O ₃ été	1,59 [-0,80 ; 3,99]	4,54 [2,27 ; 7,96]
	NO ₂	0,80 [-1,20 ; 2,79]	2,67 [-2,67 ; 7,99]
	SO ₂	0,12 [-0,12 ; 0,29]	0,40 [0,10 ; 0,89]
	PM10	-	3,92 [2,61 ; 5,65]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

Pour les pathologies cardio-vasculaires, en présence du scénario 2 (tableau 27), seul le NO₂ aurait un effet significatif en hiver, avec la perspective d'éviter 7 hospitalisations, mais son impact resterait presque

nul en été. Là encore, le scénario 3 donnerait de meilleurs résultats (tableau 28), puisque l'on éviterait au moins 14 hospitalisations au cours de la période estivale et 22 au cours de la période hivernale.

TABLEAU 27		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF CARDIO-VASCULAIRE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DES NIVEAUX DÉPASSANT LES OBJECTIFS DE QUALITÉ, POUR CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 2)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies cardio-vasculaires (tous âges)	
		Été	Hiver
Scénario 2	NO ₂	0,13 [0,07 ; 0,18]	6,67 [4,00 ; 9,35]
	SO ₂	-	0,00 [0,00 ; 0,00]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

¹¹ L'inclusion de Daix pour l'ozone relève ici, légèrement, le gain envisageable (qui passe de 3,92 à 4,54 hospitalisations par an).

TABLEAU 28		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF CARDIOVASCULAIRE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DE 25 % DE LA MOYENNE ANNUELLE DE CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 3)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies cardio-vasculaires (tous âges)	
		Été	Hiver
Scénario 3	NO ₂	14,04 [8,20 ; 19,87]	21,87 [13,12 ; 30,61]
	SO ₂	-	5,03 [2,33 ; 7,72]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

Enfin, pour la pathologie cardiaque, la diminution des pics de PM10 sous la barre des 30 µg/m³ (scénario 2) aurait un effet positif essentiellement chez les plus de 64 ans, avec 1 à 2 hospitalisations évitées par an

(tableau 29). Mais, toujours en abaissant le niveau des particules fines, le scénario 3 permettrait de gagner 9 à 10 hospitalisations dans l'année (tableau 30).

TABLEAU 29		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF CARDIAQUE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DES NIVEAUX DÉPASSANT LES OBJECTIFS DE QUALITÉ, POUR CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 2)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies cardiaques	
		Tous âges	> 64 ans
Scénario 2	PM10	1,65 [0,66 ; 2,64]	1,71 [0,98 ; 2,45]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

TABLEAU 30		NOMBRE D'ADMISSIONS HOSPITALIÈRES POUR MOTIF CARDIAQUE POTENTIELLEMENT ÉVITABLES EN CAS DE DIMINUTION DE 25 % DE LA MOYENNE ANNUELLE DE CHAQUE POLLUANT (SCÉNARIO 3)	
		Admissions hospitalières évitables pour pathologies cardiaques	
		Tous âges	> 64 ans
Scénario 3	PM10	9,44 [3,78 ; 15,08]	9,72 [5,56 ; 13,88]

En gras, la valeur retenue pour l'impact sanitaire.

Au total, le tableau 31 traduit ces gains en pourcentage de la morbidité attribuable et confirme l'avantage du scénario 3 sur le 2 : ce sont en effet, suivant la pathologie et la saison, entre 34 et 50 %

des admissions hospitalières, imputables aux effets à court terme de la pollution atmosphérique, qui pourraient être évitées avec un abaissement de 25 % de la concentration des polluants.

TABLEAU 31

NOMBRE MOYEN ANNUEL D'HOSPITALISATIONS ÉVITABLES SUIVANT DEUX SCÉNARIOS DE RÉDUCTION DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR L'AGGLOMÉRATION DIJONNAISE (2000-2001)

Indicateurs sanitaires d'exposition	Nombre annuel de cas évitables	Gain sanitaire en %
Morbidité respiratoire > 64 ans		
- Scénario 2	0,69 [0,46 ; 1,01]	9
- Scénario 3	4,54 [2,61 ; 5,65]	73
Morbidité cardio-vasculaire		
<i>Été</i>		
- Scénario 2	0,13 [0,07 ; 0,18]	0
- Scénario 3	14,04 [8,20 ; 19,87]	46
<i>Hiver</i>		
- Scénario 2	6,67 [4,00 ; 9,35]	10
- Scénario 3	21,87 [13,12 ; 30,61]	34
Morbidité cardiaque		
<i>Tous âges</i>		
- Scénario 2	1,65 [0,66 ; 2,64]	9
- Scénario 3	9,44 [3,78 ; 15,08]	50
<i>65 ans et plus</i>		
- Scénario 2	1,71 [0,98 ; 2,45]	9
- Scénario 3	9,72 [5,56 ; 13,88]	50

3.6 CARACTÉRISATION DU RISQUE À LONG TERME

Les résultats obtenus après simulation des quatre scénarios de l'EIS long terme sont présentés dans le tableau 32. On ne peut escompter aucun gain sanitaire avec les deux premiers scénarios, étant donné que la moyenne annuelle observée sur les données de la période 2000-2001, égale à 19 µg/m³, est largement inférieure à la norme européenne applicable en 2005 (40 µg/m³) et satisfait déjà, mais de

justesse, aux exigences de la norme qui sera applicable en 2010 (soit 20 µg/m³).

Les scénarios 3 et 4 présentent des résultats assez proches en terme d'impact sanitaire, car ils aboutiraient tous deux à une moyenne annuelle de l'ordre de 14 µg/m³, le scénario 3 restant malgré tout le meilleur, puisqu'il permet d'éviter près de 27 décès annuels au lieu de 24.

TABLEAU 32

NOMBRE ANNUEL DE DÉCÈS TOUTES CAUSES ATTRIBUABLES (NA) À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE POUR LES QUATRE SCÉNARIOS DE L'EIS LONG TERME, 2000-2001

	NA	IC 95 %
Scénario 1 : gain sanitaire lié à la diminution de la moyenne annuelle au niveau de la norme européenne 2005 de 40 µg/m ³	0,00	[0,00 ; 0,00]
Scénario 2 : gain sanitaire lié à la diminution de la moyenne annuelle au niveau de la norme européenne 2010 de 20 µg/m ³	0,00	[0,00 ; 0,00]
Scénario 3 : gain sanitaire lié à la diminution de 5 µg/m ³ de la moyenne annuelle	26,72	[16,23 ; 37,75]
Scénario 4 : gain sanitaire attribuable à une diminution des niveaux de 25 % environ	24,40	[14,82 ; 34,46]

4. Discussion

Les effets néfastes de la pollution atmosphérique, même à des concentrations faibles, ont fait l'objet depuis un quart de siècle de nombreuses études épidémiologiques, toxicologiques ou physiopathologiques. L'EIS de la pollution atmosphérique urbaine n'a pas pour objet de démontrer ces effets, mais d'essayer de les quantifier à l'échelle locale dans un contexte aussi homogène que possible. Pour en interpréter correctement les résultats, il convient de tenir le plus grand compte des hypothèses, limites et incertitudes liées à la démarche d'une EIS - hypothèses, limites et incertitudes qui entraînent le plus souvent une sous-estimation de l'impact sanitaire global [43].

4.1 HYPOTHÈSES, LIMITES ET INCERTITUDES

L'EIS de la pollution atmosphérique urbaine, sur la zone d'étude définie autour de la commune de Dijon, a été menée en suivant la méthodologie proposée par le guide de l'InVS [8], actualisé en mars 2003 [9]. Les quatre étapes de la démarche préconisée ont été réalisées : identification des dangers, choix des relations exposition-risque, estimation de l'exposition et caractérisation du risque. Chacune de ces étapes mériterait une longue discussion.

L'**identification des dangers** présente des limites qui sont à l'origine d'une sous-estimation systématique, quoique difficilement quantifiable, de l'impact sanitaire global de la pollution atmosphérique. Nous signalerons trois de ces limites. Tout d'abord, l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique, en terme de morbidité, ne prend en compte que les pathologies ayant nécessité une hospitalisation. Les maladies des voies respiratoires traitées en ambulatoire, ou *a fortiori* en automédication, sont de ce fait exclues, alors qu'elles représentent une fraction importante de la morbidité. En deuxième lieu, les polluants retenus pour estimer l'exposition ne représentent qu'une fraction des substances chimiques constituant la pollution atmosphérique – et rien ne permet d'affirmer que ce sont les plus nocifs. Enfin, la pollution de l'air à l'intérieur des locaux n'est pas prise en compte : l'exposition de la population est estimée à partir de la seule pollution atmosphérique extérieure.

Les **relations exposition-risque** introduisent également un certain nombre d'incertitudes. La démarche d'une EIS implique en effet de respecter, à chaque étape, la plus grande adéquation entre les caractéristiques de l'EIS et celles des études épidémiologiques ayant produit les fonctions exposition-risque qui sont utilisées. Mais les courbes exposition-risque, fondées sur des observations épidémiologiques à de faibles niveaux d'exposition, ont été obtenues à partir d'une zone géographique bien différente de la nôtre, qui peut être soumise à une pollution atmosphérique qualitativement différente. Certes, le recours aux courbes exposition-risque tirées des dernières études européennes [21;44-47] et françaises [20], pour l'estimation des impacts à court terme, limite cet inconvénient. En effet, ces études ont notamment montré la cohérence des relations exposition-risque sur la mortalité et les admissions pour motif respiratoire et ce, quelles que soient les caractéristiques locales. En revanche, les incertitudes liées à l'utilisation des fonctions exposition-risque pour la mortalité toutes causes à long terme sont beaucoup plus importantes. Comme

on l'a déjà noté, ces fonctions ont été établies dans des populations américaines potentiellement différentes des populations étudiées ici, que ce soit en termes de causes de décès, d'exposition ou de caractéristiques sociodémographiques. La plus extrême prudence s'impose alors dans l'interprétation des résultats obtenus.

Par ailleurs, l'exposition est estimée **pour l'ensemble de la population** qui séjourne dans la zone d'étude retenue, et non sur un plan individuel. Un même niveau d'exposition est attribué à chacun des individus constituant cette population, alors qu'il est probable que les individus puissent être exposés, au cours d'une même journée, à des niveaux de pollution éminemment variables. Une fraction de la population peut ainsi s'absenter de la zone d'étude pour des déplacements personnels ou professionnels. De même, la zone d'étude retenue peut exercer une forte attraction sur une population qui n'y réside pas. Il apparaît donc que les incertitudes liées aux mouvements de population peuvent, selon les cas, conduire à surestimer ou, au contraire, à sous-estimer l'impact sanitaire. De plus, le niveau moyen de pollution sur la zone d'étude est calculé à partir des valeurs enregistrées par les stations de mesure. Il dépend donc de l'implantation des capteurs et, quelles que soient les précautions prises, on ne peut écarter l'hypothèse qu'une localisation différente des capteurs aurait pu conduire à des niveaux d'exposition différents. Cela dit, l'analyse des données enregistrées laisse à penser que, tel qu'il est construit, l'indicateur d'exposition est bien représentatif de l'exposition "moyenne" de la population.

Enfin, la **caractérisation du risque** s'appuie sur la mise en relation des indicateurs d'exposition avec les indicateurs sanitaires disponibles. Le nombre d'admissions hospitalières, par exemple, peut être sous-estimé ou surestimé à la suite d'erreurs de codage. Toutefois, ce biais potentiel est en partie contrôlé par le regroupement des admissions hospitalières en grandes catégories. La non-prise en compte dans le PMSI des séjours dans les services d'urgences conduit également à sous-estimer le nombre d'événements de santé et, par suite, l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

4.2 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Compte tenu des incertitudes et des limites dont on vient de faire état, les résultats doivent être interprétés comme des **ordres de grandeur** de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé de la population de la zone d'étude définie, et non comme des chiffres précis à l'unité près. Il s'agit d'estimations reposant sur les acquis scientifiques actuels et sur les données locales disponibles. Le calcul d'un risque attribuable [48] nécessite que la relation entre l'exposition au facteur de risque incriminé et la maladie soit de nature causale. La confrontation des nombreux résultats épidémiologiques aux critères de causalité habituellement retenus a permis de conclure que la pollution atmosphérique constituait bien, pour la santé, un facteur de risque de nature causale. Mais, dans la mesure où la population est exposée à un ensemble de polluants pour lesquels aucun indicateur n'est totalement spécifique, les impacts estimés par indicateur de pollution ne s'additionnent pas. Il s'ensuit que si les polluants ont une toxicité propre, leur niveau est avant tout un **indicateur d'un mélange chimique complexe**. La notion de risque attribuable doit dès lors s'entendre comme étant une estimation du risque associé

à la pollution atmosphérique urbaine, facteur de risque supposé causal et approché indirectement par les indicateurs de pollution. Une action visant à réduire le niveau d'un indicateur sans réduction de la pollution globale ne produirait donc sûrement pas les effets positifs escomptés. En conséquence, une politique de réduction des risques ne peut être envisagée qu'au travers d'une approche globale (réduction des émissions liées à l'ensemble des sources, fixes et mobiles), la pollution atmosphérique dans son ensemble constituant, en dernier ressort, le facteur de risque à maîtriser.

L'EIS de la pollution atmosphérique à court terme se traduit par un nombre de décès anticipés attribuables à un différentiel de pollution donné au cours d'une année. Le nombre de décès anticipés qui est calculé [43,48] ne doit pas s'interpréter comme un excès absolu de mortalité [49], mais plutôt comme une estimation du nombre d'individus qui, au cours des années étudiées, ont vu leur espérance de vie réduite d'une durée correspondant à cette anticipation [50,51].

5. Conclusion

5.1 UN IMPACT COLLECTIF À COURT TERME NON NÉGLIGEABLE

Sur une année, l'impact global à court terme de la pollution atmosphérique, pour la zone d'étude définie autour de Dijon, est estimé à 24 décès anticipés (dont 7 suite à une pathologie cardio-vasculaire et 2 suite à une pathologie respiratoire). Ces résultats montrent que, même si les risques relatifs associés à la pollution atmosphérique sont faibles, la proportion importante de personnes exposées aboutit à un impact collectif sur la mortalité qui n'est en aucune façon négligeable.

Une comparaison avec les autres EIS réalisées selon la même méthode [12] serait instructive, mais on prendra garde au fait que les résultats obtenus pour les différentes villes (tableau 33) ne soient pas toujours directement comparables. En effet, l'impact sanitaire est calculé, pour chaque indicateur de pollution, par rapport à un niveau d'exposition de référence déterminé par l'évaluateur comme étant représentatif d'une pollution faible : le plus souvent, il s'agit du percentile 5 des concentrations du polluant considéré, valeur spécifique à chaque ville. Par ailleurs, on rappellera que les effets des différents indicateurs de pollution n'étant pas indépendants, les nombres de cas attribuables à ces indicateurs ne sont pas cumulables : le nombre de cas attribuables retenu correspond à la valeur la plus élevée parmi celles obtenues pour les différents indicateurs et s'interprète alors comme l'estimation minimale de l'impact de la pollution atmosphérique urbaine dans son ensemble. Si l'on s'en tient aux études, encore peu nombreuses, qui ont

utilisé les nouvelles fonctions exposition-risque préconisées par l'InVS, il apparaît que parmi les différents indicateurs disponibles, l'ozone est le plus souvent celui qui a l'impact le plus élevé sur la mortalité et sur les admissions hospitalières pour pathologies respiratoires – et donc celui qui détermine le nombre de cas attribuables. Mais cela ne s'est jamais vérifié à Dijon, où le premier rang est toujours revenu au NO₂ ; il conviendra d'essayer de comprendre pourquoi. Cela dit, Dijon se rapproche du schéma général en ce qui concerne la morbidité (et parfois aussi la mortalité) cardio-vasculaire, où c'est le dioxyde d'azote qui montre, à peu près partout, l'impact le plus élevé.

En fin de compte, si l'on met à part le rôle relatif des différents polluants, les résultats sont assez proches dans 15 des 17 villes comparées. Les deux exceptions proviennent de Toulon et de Valenciennes, où l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique se révèle particulièrement important. L'explication semble résider dans une mortalité et une morbidité de base plus élevées. Il faut en effet rappeler que le nombre de cas attribuables dépend du niveau de pollution observé, du niveau d'exposition de référence, de la valeur du risque (trois facteurs qui sont du même ordre de grandeur pour ces deux villes que pour les 15 autres), mais également de l'incidence de base de l'indicateur sanitaire. Pour la mortalité toutes causes et la morbidité respiratoire, Dijon s'inscrit dans la moyenne des autres villes étudiées. Mais elle se situe à un niveau particulièrement élevé en ce qui concerne les admissions hospitalières pour motif cardio-vasculaire et, dans une bien moindre mesure, pour motif cardiaque.

TABEAU 33

NOMBRE ANNUEL D'ÉVÉNEMENTS SANITAIRES ATTRIBUABLES À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE POUR 100 000 HABITANTS, DANS LES AGGLOMÉRATIONS DISPOSANT D'UNE EIS RÉALISÉE AVEC LE 2^E GUIDE MÉTHODOLOGIQUE DE L'INVS [9]

Ville	Période d'étude	Décès toutes causes	Admissions hospitalières		
			Motif respir. > 65 ans*	Motif cardio-vasculaire	Motif cardiaque
Agen	2002-2003	11	66	-	11
Albi	1999-2000	16	14	20	4
Angoulême	2001-2002	13	37	14	-
Avignon	Variable**	15	27	30	6
Bordeaux	2000-2002	9	19	13	4
Caen	1998-2002	10	29	13	-
Dijon	2000-2001	13	27	50	10
Montpellier	1999-2002	12	21	27	6
Niort	2001-2002	12	27	12	-
Orléans	2002-2003	9	25	11	4
Pau	2002	11	25	13	8
Périgueux	2002-2003	10	14	8	6
Poitiers	2001-2002	10	17	14	-
Tarbes	1999-2000	12	21	25	5
Toulon	1999	31	29	27	11
Tours	2002-2003	11	21	14	2
Valenciennes	1999-2001	29	56	28	10

*Rapporté à la population de référence (plus de 65 ans).

** 1999-2000 pour les évaluations à court et long termes de la mortalité, année 2001 pour l'analyse de la morbidité.

5.2 UN IMPACT SANITAIRE À LONG TERME MESURABLE

L'EIS a également permis d'estimer le nombre de décès attribuables à la pollution atmosphérique qui seraient potentiellement évitables à long terme, selon différents scénarios de réduction de la pollution particulaire. La norme européenne de 2005 était déjà respectée sur la zone d'étude en 2000-2001 ; celle prévue pour 2010 l'est également

à d'infimes exceptions près. Mais même une simple diminution de 5 µg/m³ de la moyenne annuelle des PM10 permettrait un gain sanitaire de l'ordre de 27 décès chaque année.

En dehors des deux cas particuliers de Toulon et Valenciennes, Dijon s'inscrit là encore (tableau 34) dans la moyenne des villes françaises étudiées selon la même méthode.

TABEAU 34 GAIN SANITAIRE À LONG TERME POUR 100 000 HABITANTS (NOMBRE ANNUEL DE DÉCÈS POTENTIELLEMENT ÉVITABLES), DANS LES AGGLOMÉRATIONS DISPOSANT D'UNE EIS RÉALISÉE AVEC LE 2 ^E GUIDE MÉTHODOLOGIQUE DE L'INVS [9]				
Ville	Période d'étude	Diminution de 25 % de la pollution	Diminution de 5 µg/m³ de la pollution	Diminution de 20 µg/m³ des PM10
Agen	2002-2003		18	
Angoulême	2001-2002	17		
Avignon	Variable*	16	16	7
Bordeaux	2000-2002	15	15	
Brest	2002	25		
Caen	1998-2002	13		
Dijon	2000-2001	13	14	
Montpellier	1999-2002	15	14	8
Nantes	2000-2002	23		
Niort	2001-2002	15		
Pau	2002		17	8
Périgueux	2002-2003		20	17
Poitiers	2001-2002	12		
Toulon	1999	35	25	48
Valenciennes	1999-2001	40	37	21

*1999-2000 pour les évaluations à court et long termes de la mortalité, année 2001 pour l'analyse de la morbidité.

5.3 UN IMPACT DÛ AUX NIVEAUX HABITUELS PLUTÔT QU'AUX PICS DE POLLUTION

Les épisodes de pollution atmosphérique dépassant les seuils réglementaires monopolisent souvent l'attention et sont perçus comme de véritables situations "d'alerte sanitaire". Or, la présente étude montre que des effets sanitaires se sont manifestés à des niveaux de pollution bien inférieurs à ceux pour lesquels la législation impose actuellement la prise de mesures. C'est ainsi qu'une réduction de 25 % du niveau moyen annuel de pollution s'accompagnerait d'une baisse de l'ordre de 37 % de la mortalité due à la pollution atmosphérique – et d'un recul de 34 à 73 % du nombre des hospitalisations de même cause, et ceci, pour les seuls effets à court terme.

Les actions visant à une réduction des émissions à la source, de façon quotidienne, seront donc, très vraisemblablement, d'une efficacité supérieure à celles qui se fixent pour objectif une diminution importante de l'intensité des quelques pics annuels les plus importants.

5.4 DES RÉSULTATS À ENRICHIR ET À COMMUNIQUER

Les résultats présentés ici pourront (et devront) être rapidement actualisés en fonction de la disponibilité de données sanitaires plus récentes. De plus, cette étude peut être considérée comme un simple

"état des lieux" qui permettra, désormais, de mesurer l'impact sanitaire de toutes les mesures prises pour tenter de rationaliser la circulation dans l'agglomération dijonnaise. Il a pu être démontré à cet égard que le plan de déplacements urbains (PDU) mis en place le 13 avril 1992 avait eu un impact réel, mais limité, sur la qualité de l'air [52], même si cet effet positif a presque aussitôt été annulé par l'accroissement de la circulation automobile. On n'a en revanche aucune idée de ses éventuelles répercussions d'ordre sanitaire. À l'avenir, il conviendra de tout mettre en œuvre pour éviter qu'un tel flou ne subsiste – et il paraît clair que l'EIS constitue pour cela un excellent outil.

L'EIS à long terme devra également être revue dès que des fonctions exposition-risque nationales, ou à défaut européennes, auront pu être élaborées, de manière à limiter les incertitudes liées notamment aux différences entre les populations américaines et les populations étudiées.

La communication des résultats aux décideurs, aux médias et au public devrait permettre de mieux sensibiliser aux dangers de la pollution atmosphérique respirée quotidiennement par l'ensemble de la population, de relativiser les effets sanitaires des pics de pollution et, enfin, de construire une politique d'amélioration de la qualité de l'air qui soit plus efficace en terme d'impact sur la santé publique.

6. Références bibliographiques

- [1] JO, 1997 : Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. Journal officiel de la république française, 1^{er} janvier, p.11-19.
- [2] JO, 1998 : Décret n° 98-362 du 6 mai 1998 relatif aux plans régionaux de la qualité de l'air. Journal officiel de la république française, 13 mai, p.7199-200.
- [3] Plan régional pour la qualité de l'air de Bourgogne. Dijon : Préfecture de la région Bourgogne, 2001, 206p
- [4] National Research Council 1983: Committee on the institutional means for assessment of the risk to health. Risk assessment in the federal government: managing the process. Working papers. Washington: National Academy Press, 128p.
- [5] Goldstein BD. 1995 : The need to restore the public health base for environmental control. American Journal of Public Health, 85:481-3.
- [6] Krzyzanowski M. 1997 : Methods for assessing the extent of exposure and effects of air pollution. Occupation Environmental Medicine, 54:145-51.
- [7] RNSP. 1998 : Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique : une démarche d'analyse de risque pour les plans régionaux de la qualité de l'air. Saint-Maurice : Réseau national de santé publique, 16p.
- [8] Glorennec P, Quénel P. 1999 : Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : guide méthodologique. Saint-Maurice : InVS, 48p.
- [9] Pascal L, Cassadou S. 2003 : Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : actualisation du guide méthodologique. Saint-Maurice : InVS, 32p.
- [10] OMS. 2001: Quantification of the health effects of exposure to air pollution. Copenhagen: European Centre for Environment and Health, 34p.
- [11] D'Helf M, Cassadou S. 2004 : Bilan des Plans régionaux pour la qualité de l'air. Prise en compte des aspects sanitaires. Bilan des études d'impact de la pollution atmosphérique urbaine réalisées. Saint-Maurice : InVS, 68p.
- [12] D'Helf-Blanchard M. 2005 : Synthèse des évaluations d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, France, 1995-2002. Bulletin épidémiologique hebdomadaire, 19:85-6.
- [13] Ademe. 2001: Le savoir-faire français en matière de surveillance de la qualité de l'air ambiant. Paris : Ademe, 127p.
- [14] Medd. 2002 : Bilan de la qualité de l'air dans les grandes agglomérations, 1997-2001. Paris : ministère de l'Écologie et du Développement durable, 10p.
- [15] Pavillon G, Laurent F. 2003 : Certification et codification des causes médicales de décès. Bulletin épidémiologique hebdomadaire, 30-31:134-8.
- [16] Direction des hôpitaux, 1996 : Le PMSI, analyse médico-économique de l'activité hospitalière. La Lettre d'information hospitalière, n°sp.:1-72.
- [17] Merlin P, Choay F. 2005 : Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement. Paris : Puf, 4^e éd., 970p.
- [18] Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B. 1998: Childhood exposure to PM10: relationship between personal, classroom and outdoor concentrations. Occupational and Environmental Medicine, 54(12):888-94.
- [19] Janssen NAH, Hoek G, Brunekreef B, Harssema H, Mensink I, Zuidhof A. 1998: Personal sampling of airborne particles in adults: relations among personal, indoor, and outdoor concentrations. American Journal of Epidemiology, 147(6):537-47.

- [20] Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, Filleul L, Le Tertre A, Médina S, Pascal L, Prouvost H, Savine P, Zeghoun A, Quénel P. 2002 : Programme de surveillance air et santé - 9 villes. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Phase II. Saint-Maurice : InVS, 184p.
- [21] Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. 2001: Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the Aphea2 project. *Epidemiology*, 12(5):521-31.
- [22] Blondeau A, Guillaume C, Jouan M, Le Goaster C, Le Tertre A, Médina S, Quénel P. 1999 : Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain : rapport de l'étude. Saint-Maurice : InVS, 148p.
- [23] Le Tertre A, Quénel P, Médina S, Le Moullec Y, Festy B, Ferry R, Dab W. 1998 : Modélisation des liens à court terme entre la pollution atmosphérique et la santé. Un exemple : SO₂ et mortalité totale. *Revue d'épidémiologie et de santé publique*, 46(4):316-28.
- [24] Le Tertre A, Quénel P, Eilstein S, Médina S, Prouvost H, Pascal L, Boumghar A, Savine P, Zeghoun A, Filleul L, Declercq C, Cassadou S, Le Goaster C. 2002: Short-term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary. *Archives of Environmental Health*, 57(4):311-9.
- [25] Küstli N, Kaiser R, Médina S, Studnicka M, Chanel O, Filliger P, Herry M, Horak F, Puybonnieux-Textier V, Quénel P, Schneider J, Seethaler R, Vergnaud JC, Sommer H. 2000: Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, 356(9232):795-801.
- [26] Bientz S. 2001: Un nouvel élan de l'intercommunalité urbaine : l'exemple de la communauté d'agglomération dijonnaise. Dijon : Université de Bourgogne, Mémoire Maîtrise, 67p.
- [27] Insee, 1999. Recensement de la France en 1999. Fascicules départementaux Côte-d'Or.
- [28] Cadet JM, Chapuis R, Charrier JB, Chameroy A. 1988 : Dijon et son agglomération. Paris : La documentation française, Notes & études documentaires n°4862, 144p.
- [29] Frémont A. 2001 : Dijon. In: Portrait de la France. Villes et régions. Paris : Flammarion, p.231-4.
- [30] Pavillon G, Boileau J, Renaud G, Lefèvre H, Jouglé E. 2005 : Conséquences des changements de codage des causes médicales de décès sur les données nationales de mortalité en France, à partir de l'année 2000. *Bulletin épidémiologique hebdomadaire*, 4:13-16.
- [31] Chapuis R, Enault C, Facchinetti-Mannone V, Maigrot JL, Mille P, Renaud E. 2001 : Les modalités de la périurbanisation dijonnaise. *Revue de géographie de Lyon. Géocarrefour*, 76(4):359-73.
- [32] Aubert JC, Marceaux J, Taboulot S. 1994 : Atlas climatique de la Côte-d'Or. Dijon : Météo France, 127p.
- [33] Claval P. 1978 : Atlas et géographie de la Haute-Bourgogne et de la Franche-Comté. Paris: Flammarion, 328p.
- [34] Picouet P. 1977 : Installation d'un réseau d'observations thermométriques dans l'agglomération dijonnaise. *Cahiers de géographie de Dijon*, 4:84-103.
- [35] Mangin d'Hermant F. 1999 : Étude de climatologie locale : les différences de température dans l'agglomération dijonnaise. Dijon : Université de Bourgogne, Mémoire Maîtrise, 67p.
- [36] Jobard M. 2001 : Les espaces non bâtis de l'agglomération dijonnaise. Dijon : Université de Bourgogne, Mémoire Maîtrise, 96p.
- [37] Insee. 2005 : Localisation des emplois et déplacements domicile-travail dans le Grand Dijon et sa périphérie. Dijon : Insee, Dimensions Bourgogne, Dossier n°42, 42p.
- [38] Oreb. 1998 : L'environnement en Bourgogne. Les enjeux. Dijon : Observatoire régional de l'environnement de Bourgogne, 128p.
- [39] Virost S. 1998 : Facteurs des variations de la qualité de l'air sur l'agglomération dijonnaise, janvier 1990-30 septembre 1997. Dijon : Université de Bourgogne, Mémoire Maîtrise, 54p.
- [40] ABCN. 2003 : Bilan de la surveillance de la qualité de l'air sur l'agglomération dijonnaise, 1998-2002. Dijon : Atmos'air Bourgogne Centre-Nord, 32p.

- [41] Long N, Richard Y, Monteiro S, Chabin JP, Mannone V. 2001 : Concentrations de NO₂ à Dijon durant l'hiver 1999 : développement d'un SIG et influence de la météorologie. Publications de l'Association internationale de climatologie, 1:509-516.
- [42] Richard Y, Houze ML, Chabin JP, Thévenin D. 2001 : Pollution en ozone en Bourgogne orientale. Publications de l'association internationale de climatologie, 13:528-37.
- [43] Glorennec P, Nourry L, Quénel P. 2002 : Impact sanitaire des expositions de courte durée à la pollution atmosphérique urbaine dans le Nord-Ouest de la France. Environnement, risques et santé, 1(3):157-63.
- [44] Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, Touloumi G, Balducci F, Piekarski T, Bacharova L, Tobias A, Ponka A, Katsouyanni K. 1998: Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of Aphea study results. Air pollution and health: a European approach. Archives of Environmental Health, 53(1):54-64.
- [45] Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsouyanni K. 2001: Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from Aphea 2 project. Air pollution and health: a European approach. American Journal of Respiratory Critical Care Medicine, 164(10, Part 1):1860-6.
- [46] Medina S, Plasència A, Artazcoz L, Quénel P, Katsouyanni K, Mücke HG, De Saeger E, Krzyzanowsky M, Schwartz J and the contributing members of the Apeis group. 2002: Apeis Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year report, 2000-2001. Saint-Maurice: InVS, 225p.
- [47] Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres JG, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K. 2002: Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. Journal of Epidemiology and Community Health, 56(10):773-9.
- [48] Hubert P. 2003 : Pour un meilleur usage du risque attribuable en santé environnementale. Environnement, risques et santé, 2(5):266-78.
- [49] Cassadou S, Quénel P, Zeghnoun A, Saviuc P, Prouvost H, Pascal L, Nunes C, Medina S, Le Tertre A, Filleul L, Eilstein D, Declercq C. 2003 : Évaluation de l'impact sanitaire à court terme de la pollution atmosphérique urbaine : nouveaux résultats sur neuf villes françaises et utilité en santé publique. Environnement, risques et santé, 2(1):19-25.
- [50] Estève J. 2003 : Combien de décès causés par la pollution atmosphérique ? Au-delà de la polémique. Environnement, risques et santé, 2(1):5-7.
- [51] Cassadou S, Quénel P, Zeghnoun A, Saviuc P, Prouvost H, Pascal L, Nunes C, Medina S, Le Tertre A, Filleul L, Eilstein D, Declercq C. 2003 : Impact sanitaire de la pollution atmosphérique: des questions et des réponses. Environnement, risques et santé, 2(2):85-8.
- [52] Chamchi W. 2000 : Plan de déplacements urbains et qualité de l'air dans l'agglomération dijonnaise. Dijon: Université de Bourgogne, Mémoire Maîtrise, 64p.
- [53] Carrier G, Bard D. 2003: Analyse du risque toxicologique. In: Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P, Dewailly E, Environnement et santé publique. Fondements et pratiques. Montréal : Edisem; Paris : Éditions Tec & Doc, p.203-26.
- [54] Noury U. Faisabilité d'une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine - Agglomération de Châlon-sur-Saône, Institut de veille sanitaire, août 2007.

Annexe 1. Les étapes de l'évaluation du risque

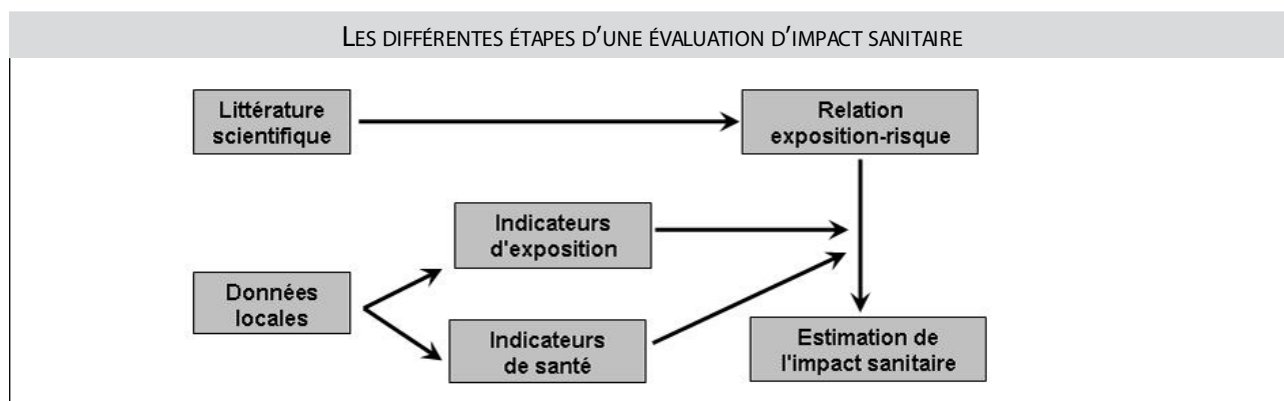
Quatre étapes sont classiquement distinguées dans l'évaluation du risque [6,53] :

1. La première étape est l'identification des dangers, autrement dit l'évaluation du "potentiel dangereux" (*hazard assessment*) du polluant étudié, indépendamment de la probabilité de réalisation du risque de voir se manifester ses effets néfastes ; il s'agit d'une démarche très qualitative qui peut porter sur l'identification de voies d'exposition, sur l'éventualité de phénomènes chimiques lors de transferts dans l'atmosphère ou sur la discussion du rôle causal d'un agent dans l'apparition d'une pathologie. La détermination des dangers liés à un polluant s'appuie sur les résultats de l'observation médicale, ainsi que sur des études épidémiologiques et toxicologiques. Cette phase initiale s'avère cruciale, car c'est elle qui sert ensuite à détecter les substances dangereuses dont l'étude devra tenir compte et qui permet de sélectionner les effets à analyser.
2. L'étape suivante consiste à estimer l'exposition (*exposure assessment*) des populations susceptibles d'être ou d'avoir été en contact avec le polluant considéré. À partir des mesures des réseaux de surveillance de la qualité de l'air, l'objectif essentiel est alors de quantifier l'exposition (À quelles concentrations ? Pendant combien de temps ?...) à laquelle est soumise la population (Qui ? Combien de personnes ?...). Il s'agit donc de construire un indicateur d'exposition de la population à chaque polluant, lorsque la connaissance des immissions est suffisante et que ce polluant (en tant qu'indicateur) peut être relié à un effet sanitaire quantifiable. En l'état actuel des connaissances scientifiques, seuls le dioxyde de soufre (SO_2), les particules fines (PM_{10}) ou, à défaut, les fumées noires (FN), le dioxyde d'azote (NO_2) et l'ozone (O_3) remplissent ces conditions (cf. *supra*). L'ensemble de la démarche repose sur l'hypothèse selon laquelle la moyenne journalière des valeurs enregistrées par les capteurs sélectionnés constitue une bonne approximation de la moyenne des expositions individuelles journalières de la population concernée. La difficulté est donc de construire, pour chacun des polluants retenus, l'indicateur qui se rapproche le plus de cette exposition moyenne. Après avoir ainsi sélectionné les stations représentatives de l'exposition de la population générale, on

calcule la moyenne arithmétique des données journalières de ces stations. L'indicateur quotidien d'exposition correspond donc à la moyenne arithmétique des moyennes journalières de tous les capteurs pris en compte (moyenne glissante sur 8 heures pour l'ozone). Cet indicateur aura une valeur manquante un jour donné si tous les capteurs ont une valeur manquante ce jour-là. La plus grande vigilance est requise quant à la pertinence des mesures effectuées, et il convient de traquer avec une extrême attention les échelles de temps ou d'espace inadaptées, les mesures effectuées sur un "traceur" peu sûr d'un polluant ou encore celles qui sont réalisées à des endroits inappropriés.

3. La troisième étape réside en la construction d'une relation dose-réponse (*dose-response assessment*) ou, si l'on préfère, d'une relation exposition-effet, avec un coefficient de risque que l'on peut considérer comme une valeur toxicologique de référence et qui permet d'évaluer le risque à partir des expositions. La relation dose-réponse est parfois déduite de données animales. Elle provient plus sûrement d'études sur l'homme, mais il faut être attentif au fait que les recherches épidémiologiques portent souvent sur des groupes humains très spécifiques, exposés dans des conditions bien particulières. Des hypothèses sont alors formulées, et des opérations sont effectuées pour proposer des coefficients de risque qui soient applicables à une population générale exposée à des niveaux ambiants. Cette opération d'inférence est trop souvent qualifiée d'extrapolation aux faibles doses, par exemple quand il s'agit des effets de la pollution par les particules fines. La confiance à accorder aux estimations dépend de la plus ou moins grande pertinence des inférences effectuées.
4. Enfin, la dernière étape de synthèse, appelée caractérisation du risque (*risk characterization*) permet de décrire, pour chaque circonstance d'exposition des populations exposées, la probabilité d'apparition des effets néfastes évoqués ; il s'agit en quelque sorte de confronter les résultats obtenus à l'étape 2 (estimation des doses résultant de l'exposition) à ceux de l'étape 3 (estimation de la relation dose-réponse). Le résultat comporte inévitablement des incertitudes, variables selon la précision des deux étapes précédentes, mais tous les efforts doivent être faits pour les minimiser.

En simplifiant largement, la figure ci-dessous résume la démarche de l'EIS.



Annexe 2. Le réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'agglomération dijonnaise en 2000-2001

Dans cinq cas, le classement ne respecte pas intégralement les critères nationaux [40] :

1. Pasteur n'est qu'à 5 m d'une rue canyon à fort trafic (3 340 véhicules/jour), alors que la distance devrait être d'au moins 20 m ; elle n'a pas pour autant un rapport NO/NO₂ suffisant pour être rangée dans les stations trafic ;
2. Péjoces est également trop proche d'une rue où circulent 2 000 véhicules/jour ; 10 m sont requis, au lieu de 4 ;
3. À Fontaine d'Ouche, la densité d'habitants est trop faible pour que l'on puisse identifier une station urbaine *stricto sensu*

(2 074 hab/km² alors qu'il en faudrait 3 000), mais faute d'analyseur d'ozone, l'équipement n'est pas approprié pour une station périurbaine ;

4. La même remarque vaut pour Infop, avec une densité de population de 49 habitants/km², alors qu'elle est trop éloignée des émetteurs pour être industrielle ;
5. Marsannay, enfin, est trop éloignée de la RN74 (22 m au lieu de 5) et a un rapport NO/NO₂ trop faible pour être une station trafic ; mais elle est en toute rigueur trop proche d'une voie extrêmement passagère (15 973 véhicules/jour, 40 m sont requis) pour être périurbaine.

STATIONS DE MESURE DE LA QUALITÉ DE L'AIR SUR L'AGGLOMÉRATION DE DIJON, 2000-2001

	Fumées noires	SO ₂	NO ₂	O ₃	PM10	CO	Observations
Pasteur	×	×	×	×	×	×	Centre-ville, influence trafic
Tarnier	×	×	×	×			À 1075 m d'une chaufferie
Fontaine d'Ouche	×	×	×				À 700 m d'une chaufferie
Daix	×	×	×	×	×	×	Milieu très aéré
Péjoces	×	×	×	×	×		Sous le vent de la ZI de Longvic
Infop	×	×	×				Zone mi-industr., mi-agricole
Balzac	×	×	×	×			Sous le vent du centre-ville
Marsannay			×	×	×	×	Milieu très aéré, influence trafic

Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine Agglomération de Dijon

Impact à court et long terme

Une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique sur l'agglomération dijonnaise a été réalisée dans la continuité du Plan régional pour la qualité de l'air de la région Bourgogne. Elle suit la démarche méthodologique décrite par l'Institut de veille sanitaire (InVS).

La zone d'étude était constituée de 5 communes où l'exposition de la population à la pollution atmosphérique pouvait être considérée comme homogène, ce qui représente une population totale d'environ 190 000 habitants. L'exposition était estimée à partir des concentrations journalières moyennes des polluants suivis en routine par le réseau local de surveillance de la qualité de l'air, en l'occurrence le dioxyde de soufre (SO_2), le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3), et les particules fines d'un diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}). Les impacts sanitaires ont été évalués à court et à long termes.

Hors morts violentes et accidentelles, le nombre annuel de décès anticipés attribuables à la pollution atmosphérique dans la zone d'étude a été estimé à 24, dont 7 pour cause cardio-vasculaire et 2 pour cause respiratoire. En outre, 8 personnes âgées de 65 ans et plus sont hospitalisées annuellement pour une pathologie respiratoire attribuable à la pollution atmosphérique. De même, 95 hospitalisations pour motif cardio-vasculaire sont attribuables à la pollution atmosphérique, dont 19 pour motif cardiaque. Une réduction de 25 % des concentrations en polluants permettrait d'éviter plus du tiers de ces décès et hospitalisations. Enfin, pour ce qui est des impacts sanitaires à long terme, la diminution de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne annuelle des PM_{10} permettrait d'éviter 24 à 27 décès par an.

Ces résultats doivent être interprétés avec précaution, en raison des limites de la méthode utilisée. Ils montrent néanmoins que, même si les risques relatifs associés à la pollution atmosphérique sont faibles, le nombre élevé de personnes exposées aboutit à un impact collectif non négligeable. Ils indiquent également que la pollution atmosphérique urbaine peut avoir un impact important sur la santé, même dans une agglomération comme celle de Dijon où les valeurs limites sont la plupart du temps respectées. Enfin, les différents scénarios de réduction qui ont été testés confirment qu'une action est possible et que les mesures les plus efficaces seraient celles qui visent à réduire au quotidien les concentrations en polluants. Il est donc important de sensibiliser la population et les décideurs à la nécessité d'agir de manière préventive et non pas uniquement lors des pics de pollution.

Health impact assessment of urban air pollution - Area of Dijon

Short and long-term impacts

The health impact of urban air pollution was assessed on the area of Dijon (France) according to the regional Plan for the quality of air in the region of Burgundy. The method used follows a guideline proposed by the French national institute for public health surveillance (InVS).

The survey has been carried out in 5 cities homogeneously exposed, belonging to Dijon agglomeration, representing a population study of about 190,000 inhabitants. Population exposure was estimated using daily concentration averages of pollutant emissions routinely collected by the local air pollution surveillance system, i.e. sulphur dioxide (SO_2), nitrogen dioxide (NO_2), ozone (O_3), and particles having diameter below $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}). Short- and long-term impacts of atmospheric pollution have been estimated.

Annually, apart from violence and injury mortality, air pollution contributed to premature death of 24 residents of the survey area, including 7 deaths for cardiovascular disorders and 2 for respiratory disorders. Moreover, each year, air pollution caused an estimate of 95 hospitalisations for cardiovascular reasons (including 19 for cardiac diseases) and 8 for respiratory reasons in adults aged 65 years and over. A decrease by 25 % of the pollutants could have allowed avoiding more than a third of the premature deaths and hospital intakes attributable to air pollution. Concerning long term effects, a decrease by $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ of the annual mean of PM_{10} could allow avoiding 24 to 27 annual deaths.

The results have to be interpreted with care because of the limits of the method. However, they showed that the number of attributable cases is non negligible since everyone is exposed to air pollution. They also indicated that air pollution has an important health impact even in a city like Dijon where target values are mostly respected. Lastly, the different scenarios of air pollution reduction showed that reducing air pollution can have a significant impact in term of mortality and morbidity. However, to decrease at the source the every day pollutants emission would be the most efficient measure. Public and policy-makers must therefore become aware of the necessity to take preventive action permanently and not only when atmospheric pollution exceeds the standard levels.

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val D'Osne

94 415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

<http://www.invs.sante.fr>

ISSN : en cours

ISBN : 978-2-11-096311-6

Tirage : 30 exemplaires

Impression : France Repro -
Maisons-Alfort

Réalisé par DIADEIS - Paris

Dépôt légal : septembre 2007