

Impact sanitaire des mesures de réduction de la pollution : les réponses de l'épidémiologie

Health impact of pollution reduction measures: responses of epidemiology

Claire Ségala¹, Lucie Duchesne²,

Résumé

L'objectif de cette revue est de synthétiser les études récentes (2011-début 2015), de rapporter leurs principaux résultats, de comprendre les types d'études épidémiologiques et les méthodes statistiques employées, et d'élaborer des recommandations pour la mise en place d'études épidémiologiques susceptibles de détecter l'impact de changement des niveaux d'exposition. 21 études sont identifiées (soit 26 publications), portant sur différents types d'interventions visant à réduire la pollution. Les études sont regroupées selon le schéma d'étude. Parmi les études ayant recueilli des données individuelles, on distingue 6 études de panel, 4 études transversales répétées et 2 études de cohorte. Les études écologiques sont soit temporelles (5 études), soit géographiques (1 étude), soit mixtes (3 études). Dans leur très grande majorité, un effet positif des interventions est mis en évidence. Les indicateurs sanitaires sont dans la quasi-totalité des études, des indicateurs des domaines respiratoire et cardio-vasculaire, plus rarement du domaine de la néonatalogie. Au final, une grande variété d'études épidémiologiques peut être utilisée afin de démontrer de façon tangible des améliorations mesurables de la qualité de l'air et de la santé publique. Mais cela nécessite : de disposer de données représentatives de la situation avant l'intervention d'un point de vue sanitaire et métrologique ; de comparer les indicateurs choisis entre avant et après l'intervention, mais aussi avec une zone et/ou une période témoin ; des efforts d'évaluation des expositions ; des analyses statistiques multivariées pouvant prendre en compte notamment les changements temporels concomitants à l'intervention réalisée.

Mots-clés

intervention, baisse de la pollution, effets sur la santé, étude en responsabilité, synthèse bibliographique

Abstract

The objective of this review is to synthesize all the recent studies (2011-early 2015), to report the key results, to understand the types of epidemiological studies and the statistical methods used and to develop recommendations for the establishment of epidemiological studies to detect the impact of changes in the levels of exposure. 21 studies are identified (i.e. 26 publications), dealing with different types of interventions to reduce pollution. The studies are grouped according to the design of study. Studies with individual data collected, include 6 panel, 4 repeated cross-sectional and 2 cohort studies. Ecological studies are either temporal (5 studies), or geographical (1 study), or mixed (3 studies). In their majority, a positive effect of the interventions is highlighted. Health indicators are in almost all of the studies, indicators of respiratory and cardiovascular areas, more rarely in the field of neonatology. In the end, a wide variety of epidemiological studies can be used to demonstrate in a tangible way measurable improvements in the quality of the air and public health. But this requires: data representative of the situation before the intervention of a health and metrological point of view; to compare the indicators chosen between before and after the intervention, but also with an area and/or a period of reference; exposure assessment efforts; multivariate statistical analyses that can take into account the concurrent temporal changes to the intervention carried out.

Keywords

intervention, air pollution decline, health effect, accountability study, literature review

(1) SEPIA-Santé
(2) Santé Publique France

Ces travaux ont bénéficié du soutien du programme PRIMEQUAL mis en œuvre par le MEDDTL et l'ADEME

1. Introduction

Les études épidémiologiques, qui étudient l'impact sanitaire des changements dans l'exposition à la pollution de l'air, peuvent être réalisées dans deux types de situations. Les premières peuvent être qualifiées d'interventions naturelles (ou quasi expérimentales), telles que l'arrêt temporaire de fonctionnement d'usines (Pope, 2007) ou la réunification de l'Allemagne qui a entraîné des réductions importantes de la pollution atmosphérique à l'Est (Breitner, 2009). Les secondes, que l'on peut qualifier d'études en responsabilité (*accountability studies*, en anglais) sont des interventions planifiées, telles que l'application de nouvelles normes de qualité de l'air, l'interdiction du charbon, les restrictions en soufre dans les carburants, etc. Le nombre de ces études d'intervention (dans des situations naturelles ou planifiées) est actuellement assez limité, mais elles sont en pleine croissance. Elles exploitent toutes la variabilité de l'exposition dans le temps (avant *versus* après une intervention) ou encore dans l'espace (zone avec intervention *versus* zone de référence) (Pope, 2012).

L'objectif de cette revue est de synthétiser l'ensemble des études récentes et, outre de rapporter les principaux résultats, de comprendre les types d'études épidémiologiques et les méthodes statistiques employées et d'élaborer des recommandations pour la mise en place d'études susceptibles de détecter l'impact du changement des niveaux d'exposition.

2. Matériel et méthodes

La recherche bibliographique a porté sur la période récente non couverte par les synthèses bibliographiques déjà publiées (Bell, 2011 ; Henschel, 2012), soit entre 2011 et début 2015.

La recherche sur Medline et le moteur de recherche Google a été faite avec les mots-clés suivants, seuls ou en association : *air pollution, intervention, air pollution decline, health effect, olympic games, strike, congestion, low emission zone*. Sur la base de la lecture de l'ensemble des résumés des travaux identifiés soit issus des différentes publications du Health Effect Institute (HEI), soit des travaux publiés dans des journaux à comité de lecture, les travaux correspondant à la problématique étudiée ont été réunis et analysés. Les références des publications identifiées ont de plus été examinées à la recherche de nouvelles références. Seuls les travaux en anglais ont été retenus.

Les résultats sont présentés par type d'étude. On distingue, même si le classement par type d'étude est parfois délicat, les études avec recueil de données individuelles (études de panel, études transversales répétées et études de cohorte) et les études avec utilisation de données sanitaires agrégées recueillies en routine (études écologiques temporelles, études écologiques géographiques et études écologiques mixtes).

Les études de panel sont des études ayant suivi un nombre limité de volontaires ayant des caractéristiques communes, avec plusieurs évaluations au cours du temps d'indicateurs sanitaires et de pollution.

Les études transversales répétées comparent, entre des échantillons représentatifs de populations à différentes périodes (chacun des sujets n'étant examiné qu'à une seule occasion), différents indicateurs sanitaires.

Les études de cohorte sont proches de ces dernières, s'intéressant aussi aux effets à long terme de la pollution, mais elles ont pour caractéristiques d'étudier les mêmes sujets au cours du temps. Ce type d'étude est particulièrement adapté quand des réductions d'exposition à la pollution sont survenues pendant la période de suivi d'une cohorte existante.

Les études écologiques temporelles sont basées sur l'étude d'une série temporelle d'indicateurs sanitaires sur un pas de temps qui peut être journalier, hebdomadaire, mensuel, voire annuel. La mise en évidence de l'effet de l'intervention est faite soit simplement en comparant des taux entre deux périodes, c'est-à-dire avant et après une intervention, soit sur la base de modélisations sophistiquées.

Les études écologiques géographiques étudient la variation au cours du temps d'un indicateur sanitaire, à une échelle géographique fine tenant compte du fait qu'une intervention peut avoir des effets différents selon les zones géographiques. L'unité statistique de ces études n'est ni l'individu, ni le jour (ou toute autre période temporelle) comme classiquement, mais l'unité géographique fine retenue. Les auteurs testent ainsi si les zones avec les plus fortes diminutions de la pollution sont liées aux plus fortes améliorations de l'effet sanitaire après prise en compte des changements des variables sociodémographiques par zone géographique.

Pour chaque type d'étude, un tableau présente le lieu et la période d'étude, les indicateurs d'exposition et sanitaires, les méthodes statistiques employées : le type de comparaison et de modélisation le cas échéant, les variables sanitaires à expliquer, les variables explicatives (la variable tes-

tant l'intervention est soulignée), la variation des niveaux de pollution entre avant et après l'intervention et les principaux résultats. À noter que les études portant sur le même jeu de données ont été regroupées.

3. Résultats

Les 21 études identifiées (26 publications) portent sur divers types d'actions visant à réduire la pollution. Les actions peuvent être uniques et limitées dans le temps, visant à : une réduction pérenne du trafic automobile après la mise en œuvre du télépéage sur les autoroutes dans le Nord-Est des États-Unis (Currie, 2011a et 2011b) et de *Low Emission Zones* (LEZ) aux Pays-Bas (Boogard, 2013), une restriction de circulation des voitures diesel les plus anciennes (Yorifuji, 2011), l'élimination du plomb dans les carburants (Wu, 2011), la suppression de l'utilisation du charbon comme combustible de chauffage en Irlande (Dockery, 2013) et la régulation du chauffage au bois et du brûlage des déchets verts (Nooman, 2011, 2012 ; Johnston, 2013). Dans d'autres cas, les interventions peuvent être multiples avec à la fois des actions de réduction du trafic et d'autres actions de réduction de la pollution dans le domaine industriel. Il peut s'agir soit d'actions limitées dans le temps comme lors des jeux olympiques de Pékin (Wu, 2010, 2011 ; Li, 2010, 2011 ; Lin, 2011 ; Huang, 2012 ; Rich, 2012 et Zhang, 2013 ; Yuan, 2013 ; Mu, 2014 ; Rich, 2015) et des jeux d'Asie (Lin, 2014), soit de réglementations multiples mises en place sur plusieurs années (de type *Clean Air Act*) aux États-Unis (Correia, 2013 ; Lin, 2013 ; Gauderman, 2015) ou au Japon (Hasunuma, 2014). Une seule étude récente correspond à une situation quasi expérimentale. Il s'agit de la fermeture temporaire d'une aciérie en Australie (Sajjadi, 2013).

Les six études de panel portent sur les jeux olympiques de Pékin (tableau 1) et rapportent la baisse des niveaux de plusieurs polluants pendant les jeux par rapport à la période avant les jeux, et parfois après. Les personnes incluses (de 11 et 201) ont participé à entre trois et six visites médicales. Une seule étude présente une simple analyse univariée, sans ajustement ni prise en compte de l'autocorrelation des données (Yuan, 2013). Toutes les autres analysent leurs données avec des modèles multivariés de type GEE ou modèles mixtes prenant en compte l'autocorrelation des données ainsi que des facteurs de confusion. La variable explicative retenue est soit un indicateur de pollution (Wu, 2010, 2011 ; Lin, 2011 ; Huang, 2012), soit un indicateur de période, comme avant-après l'intervention (Mu, 2014), soit les deux (Rich, 2012 et Zhang, 2013).

Les six études mettent en évidence des relations significatives allant dans le sens d'une amélioration pendant les jeux pour des indicateurs sanitaires variés (indices de la fonction cardiaque : variabilité de la fréquence, marqueurs biologiques d'inflammation et de coagulation. Indices de la fonction respiratoire : NO exhalé et indices spirométriques).

Le tableau 2 présente quatre études transversales répétées. La première étude sur l'impact du changement de poêles à bois a consisté en une succession de quatre enquêtes transversales auprès d'échantillons d'enfants. Elle a mis en évidence, avec un modèle de type *Generalised Estimating Equations* (GEE) multivarié prenant en compte l'autocorrelation des données, une diminution de la prévalence hivernale de symptômes et maladies respiratoires en relation avec la diminution des niveaux de particules (Nooman, 2011 et 2012). Deux autres études de ce type s'intéressent à des impacts en néonatalogie, en comparant des indicateurs concernant des enfants à la naissance entre période (Currie, 2011a et 2011b ; Rich, 2015) et pour une des deux études également, en comparant la zone intervention à une zone de référence (Currie, 2011a, 2011b). Une de ces deux études, portant sur les jeux de Pékin, introduit une variable indicatrice dans un modèle multivarié de type *Generalised Additive Model* (GAM) comparant la période des jeux à la même période les années précédente et suivante. Elle permet de mettre en évidence une augmentation du poids de naissance des enfants, si les femmes étaient enceintes du huitième mois pendant les jeux de Pékin (Rich, 2015). Dans un deuxième modèle, la variable période est remplacée par la valeur des $PM_{2,5}$, ce qui permet de quantifier l'augmentation du poids de naissance avec la diminution des particules, toujours durant les 8 mois de grossesse uniquement. La seconde étude, sur la base d'un modèle incluant une variable période, une variable zone et l'interaction entre ces deux variables, rapporte une amélioration du poids de naissance et une diminution de la prématurité pour des femmes vivant le plus à proximité de gares de péage après la mise en place du télépéage (Currie, 2011a et 2011b). La quatrième étude est japonaise et utilise les données de seize régions avec contrôle des émissions polluantes des véhicules et douze régions sans contrôle (Hasunuma, 2014). L'analyse est de type géographique, avec un modèle de régression multivariée dont l'unité statistique est la région. En mettant en relation la différence de prévalences d'affections respiratoires (sur la base d'enquêtes annuelles) entre 1997-2000 et 2006-2007 avec la variation des polluants entre les deux périodes, elle montre des diminutions des prévalences en relation avec la diminution du dioxyde d'azote et des particules.

Tableau 1. Études de panel

Référence Intervention	Lieux/période	Population	Indicateurs d'exposition et sanitaires	Méthodes statistiques	Variations niveaux de pollution	Principaux résultats
Wu, 2010 Wu, 2011 Jeux olympiques	Pékin 3 enquêtes : avant (26/5 au 19/6), pendant (11/8 au 5/9) et après jeux (27/10 au 14/11)	11 jeunes chauffeurs de taxi en bonne santé et non-fumeurs. Journée de travail de 12 heures (9h-21h)	PM _{2,5} (capteurs individuels) OC, EC et éléments métalliques composants des PM _{2,5} 3 indices de variabilité de la fréquence cardiaque (SDNN, SDNN index et rMSSD) enregistrement (Holter) pendant les 12 heures	1. Analyse de variance pour comparer moyennes des indices entre les 3 <u>périodes</u> 2. Modèle Mixte Variable à expliquer : SDNN, SDNN Index et rMSSD Variables explicatives : PM _{2,5} , âge, heure, pouls, température, humidité, sujet et jour année (effet aléatoire) 3. Idem composants des PM _{2,5} , ajusté sur PM _{2,5}	Pendant jeux : ↘ PM _{2,5} : de 105,5 à 45,5 µg/m ³	1. Pendant jeux vs. avant : Amélioration des 3 indices ECG (pas d'ajustement) 2. 3 périodes regroupées, ↗ interquartile (IQ) PM _{2,5} lié à aggravation des indices (ajustement sur polluants gazeux ne modifie pas les résultats) 3. effet des composants : calcium, nickel et fer
Lin, 2011 Jeux olympiques	Pékin 5 visites : 06, 09 et 12/2007, 06 et 09/2008	38 enfants dont 8 asthmatiques	BC, PM _{2,5} NO exhalé (eNO) = marqueur d'inflammation respiratoire	1. t-test pour comparaison moyennes entre périodes 2. Modèle GEE Variable à expliquer : NO exhalé Variables explicatives : <u>polluant</u> , température, humidité, BMI, asthme Modèles uni et bi polluants	Pendant jeux : ↘ BC de 64 % ↘ PM _{2,5} de 70 %	1. Pendant jeux : ↘ eNO ↗ de 18 % de eNO avec ↗ d'un interquartile de BC, ajusté sur PM _{2,5}
Huang, 2012 Jeux olympiques	Pékin Étés 2007 (2 visites avant jeux) et 2008 (1 visite avant et 1 pendant jeux)	40 personnes atteintes d'affections cardio-vasculaires (moyenne âge : 65 ans)	PM _{2,5} , PM ₁₀ , NO ₂ , BC Indices variabilité de fréquence cardiaque (données ECG)	Modèle linéaire mixte Variable à expliquer : indices ECG Variables explicatives : <u>polluant</u> , âge, sexe, IMC, température, humidité, jour visite, Plusieurs analyses stratifiées	Pendant jeux : ↘ 28 % PM _{2,5} et BC ↘ 12-47 % des polluants gazeux	↘ (amélioration) significative de 2 indices ECG en association avec ↘ PM _{2,5}
Rich, 2012 Zhang, 2013 Jeux olympiques	Pékin 6 journées d'enquête du 2/06 au 31/10/08 (2 avant/2 pendant/2 après les jeux)	125 adultes sains non- fumeurs	PM _{2,5} , EC, OC, sulfates, NO ₂ , SO ₂ , CO, O ₃ Très nombreux biomarqueurs : ECG ; eNO, inflammation et coagulation, fréquence cardiaque, pression artérielle	Modèle linéaire mixte Variable à expliquer : chacun des biomarqueurs Variables explicatives : sexe, jour semaine, température, humidité + 1. Modèle 1 : <u>période</u> 2. Modèle 2 : <u>polluant</u>	Pendant jeux vs. pré : ↘ significatives : EC 36%, SO ₂ 60%, CO 48%, NO ₂ 43% ↘ non significatives : PM _{2,5} 27 %, SO ₄ 13 %, OC 22 % Après jeux vs. pré : Polluants reviennent à leur niveau antérieur sauf sulfate et O ₃	Modèle 1 : Jeux vs. pré : ↘ fréquence cardiaque, pression artérielle, amélioration biomarqueurs inflammation ↓34 % [sélectines P] ↓13 % [facteur de von Willebrand], stress oxydatif, hémostase Post vs. jeux : réaggravation des différents facteurs Modèle 2 : relations entre facteurs et polluants
Yuan, 2013 Jeux olympiques	Pékin 6 périodes du 10/6 au 31/10/08 (2 avant/2 pendant/2 après les jeux)	114 étudiants sains non- fumeurs	Air pollution index (construction de l'indice non expliquée) vWF plasmatique (indice de coagulation)	1. Test de Student pour comparer marqueur de coagulation entre les 3 <u>période</u> 2. Anova pour mesurer relation entre marqueur aux différentes période et <u>l'index de pollution</u> correspondant Pas d'analyse multivariée/ pas de prise en compte de l'autocorrélation des données	Entre avant et pendant les JO : ↘ de l'API d'environ 28 %	Entre avant et pendant les JO : ↘ d'environ 16 %
Mu, 2014 Jeux olympiques	Pékin 3 visites : avant, pendant et après les jeux	201 adultes (<65 ans)	PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₇ , PM ₁₀ DEP, fréquences respiratoire (FR) et cardiaque (FC), tension artérielle	Modèle linéaire mixte pour variables à expliquer continues Modèle GEE pour variables à expliquer catégorielles (DEP en classe) Variables explicatives : <u>période</u> , âge, sexe, tabac, IMC, interaction variables ajustement* <u>période</u>	Entre avant/ pendant les JO : ↘ des PM de plus de 50 % (à noter tendance plus marquée pour PM de grande taille) Et réaugmentation après les jeux	Avant/pendant les JO : DEP : ↗ de 17,2 % chez hommes et 13,4 % chez femmes FR : ↘ de 4 % chez hommes et 3 % chez femmes ns pour le reste Pendant/après les JO : DEP ↘ 9 %

Tableau 2. Études transversales répétées

Référence Intervention	Lieux/période	Population	Indicateurs d'exposition et sanitaires	Méthodes statistiques	Variations niveaux de pollution	Principaux résultats
Nooman, 2011, 2012 Changement poêles à bois	Libby, Montana, USA Intervention durant hiver 2006-2007 Étude : 4 années successives 2006 à 2009	Enfants scolarisés (autour de 400 chaque année)	PM _{2,5} + levoglucosan (marqueur spécifique bois) Questionnaires remplis par les parents : symptômes et maladies respiratoires chez enfants pendant 2 derniers mois	Régression GEE (logistique) Variable à expliquer : symptômes et affections respiratoires Variables explicatives : PM _{2,5} , âge, grippe, présence d'un poêle à bois	Après intervention : ↘ PM _{2,5} (moy. annuelle : 13,7 µg/m ³ en 2008 vs. 16,4 en 2001-2002 / moyenne hivernale : de 19,7 µg/m ³ en 2008 vs. 27,2 en 2001-2002) ↘ levoglucosan	Pour chaque réduction de 5 µg/m ³ de PM _{2,5} : ↘ sifflements : -27 % (-3 ; -45) ↘ grippe : -52 % (-43 ; -61) ↘ infections de la gorge : -45 % (-29 ; -58) Pas de lien entre symptômes et présence d'un poêle à bois (ajusté sur PM _{2,5})
Currie, 2011a, 2011b Mise en place télépéage	États du New Jersey et de Pennsylvanie (États-Unis) Mise en place de télépéage dans 98 gares de péage, progressivement entre 1997 et 2001	Femmes enceintes résidant à moins de 10 km des gares de péage 2 groupes : < 2 km et entre 2-10 km des gares de péage	Temps d'attente Émissions NO ₂ Concentrations NO ₂ et SO ₂ (1 station près gare de péage) Prématurité et faible poids de naissance (adresses et caractéristiques individuelles disponibles)	Modèle régression Variables à expliquer : prématurité et faible poids de naissance Variables explicatives : <u>groupe (< 2 km gare péage vs. 2-10 km gare péage), date mise en service (avant vs. après), interaction groupe *date</u> , caractéristiques maternelles	↘ de 85 % du délai d'attente aux péages ↘ de 20,4 tonnes par an des émissions de NO ₂ ↘ du NO ₂ , mais pas du SO ₂ (pas de données chiffrées et 1 seule station)	Après vs. avant et proximité vs. éloignement : ↘ 6,7-9,2 % du faible poids de naissance ↘ 8,5-11,3 % de la prématurité
Hasunuma, 2014 Contrôle émissions polluantes des véhicules	28 régions japonaises 2 périodes 1997-2000 et 2006-2009 Comparaison de régions avec (n=16) et sans intervention (n=12)	Enfants de 3 ans (n=618973) (enquête annuelle)	NO ₂ , PM _{7,5} Prévalence asthme, sifflements, bronchite, rhinite allergique, dermatite atopique	1. Comparaison entre périodes 2. Modèle de régression linéaire multiple (unité : région) Variable à expliquer : différence de prévalence entre 1997-2000 et 2006-2009 Variables explicatives : <u>variation moyenne NO₂ ou PM (1 polluant à la fois) entre les 2 périodes</u> , et variation des variables individuelles suivantes : tabagisme maternel, allergies familiales, crèche, animal domestique, allaitement + niveau socio-économique (région)	Régions avec intervention : ↘ 0,70 %/ an du NO ₂ ↘ 1,38 %/ an des PM Régions sans intervention : ↘ 0,36 %/ an du NO ₂ ↘ 0,55 %/ an des PM	1. ↘ asthme, sifflements et bronchite dans régions avec intervention (plus que dans régions sans intervention) ↗ rhinite allergique, ↘ dermatite atopique et pas d'évolution pour infections respiratoires dans les 2 types de région 2. Pour ↘ 1 ppb NO ₂ : ↘ 0,12 % prévalence asthme et ↘ 0,39 % prévalence dermatite Pour ↘ 1 µg/m ³ PM : ↘ 0,05 % prévalence asthme et ↘ 0,14 % prévalence dermatite Pas de relation avec ↘ polluant pour sifflements, bronchites, infections, rhinite allergique
Rich, 2015 Jeux olympiques	Pékin 8/08/2008 à 24/09/2008 Périodes témoins : mêmes dates des années 2007 et 2009	Naissances à terme dans 4 districts de Pékin (n=83 672) avec au moins 1 mois de grossesse entre 8/08/08 et 24/09/08 ou équivalent périodes témoins	PM _{2,5} , NO ₂ , SO ₂ , CO Poids de naissance	1. modèle GAM (total et par mois) Variable à expliquer : poids de naissance Variables explicatives : âge maternel (fonction spline), <u>période (8/08 au 24/08/2008 vs. même période 2007-2009)</u> , district, semaine gestation, éducation mère 2. modèle GAM (par mois de grossesse et polluant) Variable à expliquer : poids de naissance Variables explicatives : PM _{2,5} par mois, district, semaine gestation, éducation mère, température, humidité, âge maternel (fonction spline)	Baisses des niveaux de polluants présentées graphiquement	1. 8 ^e mois de grossesse vécu pendant JO (vs. période équivalente 1 an avant ou 1 an après) : ↗ 23 g du poids de naissance Pas de différence significative pour autres mois de grossesse 2. pendant le 8 ^e mois de grossesse : ↗ IQ PM _{2,5} : ↗ poids de 18 g ↗ IQ CO : ↗ poids de 17 g ↗ IQ SO ₂ : ↗ poids de 23 g ↗ IQ NO ₂ : ↗ poids de 34 g Pas de lien pour autres mois de grossesse

Les deux études de cohorte (tableau 3) s'intéressent à la fonction pulmonaire, mais ont des designs d'étude très différents. La première consiste à examiner les mêmes sujets avant et après la mise en place d'une zone avec restriction de la circulation, avec comparaison avec des zones témoins. Il n'est observé qu'une modeste diminution des concentrations des polluants, à part dans une rue où elle est plus importante. L'amélioration significative de la Capacité Vitale Forcée (CVF) observée parmi les participants est fortement liée aux résultats des résidents de cette rue particulière (Boogard, 2013). La deuxième étude consiste en trois cohortes successives d'enfants de 10-14 ans, d'une durée chacune de quatre ans (1994-1998 ; 1997-2001 ; 2007-2011), afin d'évaluer l'impact des réductions sur le long terme de la pollution atmosphérique sur la croissance pulmonaire. Un modèle GAM multivarié met en relation la croissance pulmonaire en quatre ans avec la diminution des polluants pour la période correspondante. La croissance pulmonaire des enfants, au travers du VEMS et de la CVF, s'améliore en relation avec la diminution des niveaux de polluants (Gauderman, 2015).

Cinq études écologiques temporelles ont été recensées (tableau 4). Quatre analysent dans des modèles de régression de Poisson, des nombres d'événements sanitaires recueillis à intervalle régulier (trois avec un pas de temps journalier et un hebdomadaire). La première étude, de nouveau consacrée aux jeux de Pékin, confirme l'impact des jeux sur la fréquence des consultations pour asthme, en introduisant une variable période (avant, pendant, après), d'une part, et la valeur journalière des $PM_{2.5}$, d'autre part (Li, 2010 et 2011). Deux équipes réalisent leur étude dans la ville touchée par l'intervention, ainsi que dans une autre (Johnston, 2013) ou dans deux autres (Lin, 2014) villes témoins. Ces deux études montrent une baisse de mortalité journalière cardio-respiratoire : pendant les jeux d'Asie (avec une variable période des jeux *versus* même période des trois années précédentes et de l'année suivante) (Lin, 2014) et après l'intervention sur le changement de poêles à bois en Tasmanie (avec une variable avant/après) (Johnston, 2013). Aucune modification n'est observée dans les villes témoins, ce qui conforte les résultats. La dernière étude de ce type est celle consacrée à l'impact du bannissement du charbon, en trois phases successives, dans douze villes irlandaises (Dockery, 2013). Mortalité respiratoire et hospitalisations cardio-respiratoires diminuent après le bannissement, en comparaison avec la période précédente.

La dernière étude de type temporel porte sur les effets de l'élimination du plomb dans les carburants à Taïwan (Wu, 2011). Elle rapporte un abattement de la teneur entre 1987 et 2001 de 99 % et, avec un modèle expliquant les SMR annuels (taux de mortalité stan-

dardisés sur la population mondiale) par les émissions annuelles de plomb, une diminution significative du nombre de décès pour de nombreuses causes de mortalité (notamment cardio-vasculaires, mais aussi rénales).

En dernier lieu, les approches géographiques (cf. tableau 5) sont relativement récentes et permettent de tenir compte du fait que les diminutions de la pollution ne sont peut-être pas homogènes sur toute la zone d'étude (et/ou à ses alentours immédiats). Deux types d'analyses peuvent être distingués : les approches purement géographiques et les approches mixtes qui cumulent analyses temporelles et géographiques. Dans le premier cas, l'unité d'analyse statistique n'est pas l'individu, ni le jour (ou toute autre période temporelle), mais des unités spatiales de petite dimension (districts, comtés...). Une seule étude, américaine, est de ce type, montrant à l'aide d'un modèle de régression ajusté sur de nombreuses différences sociodémographiques, une augmentation de l'espérance de vie dans 545 comtés en relation avec la diminution des niveaux de pollution, entre l'année 2007 et l'année 2000 (Correia, 2013). Rappelons ici l'étude transversale répétée d'Hasunuma (2014), qui effectue aussi une analyse géographique des données. Trois études mixent l'approche temporelle et géographique. Les analyses sont de type écologique temporel, mais se font dans différentes zones, les auteurs cherchant à juger si l'impact de l'intervention est homogène entre zones. La première, australienne, analyse le taux mensuel d'admissions respiratoires les 3,5 années avant et après la fermeture d'une aciérie dans cinq zones plus ou moins proches (Sajadii, 2011). L'analyse confirme la diminution des admissions (sauf pour la BPCO) qui est plus marquée dans la zone la plus proche. La deuxième étude analyse les données journalières de décès avant et après l'interdiction des véhicules diesel les plus polluants dans 23 quartiers de Tokyo (Yorifuji, 2011). Un modèle GAM, avec une fois le polluant et une autre fois un indicateur de période, permet de confirmer la baisse de la mortalité cardio-respiratoire, mais aussi la diminution du risque relatif entre polluant et mortalité, suggérant une moindre toxicité des polluants après l'intervention. L'analyse stratifiée par zone (après regroupement des quartiers en trois classes) montre l'effet plus marqué dans les zones à fort trafic. La dernière étude s'intéresse aux effets d'un programme régional de contrôle des oxydes d'azote, au travers des hospitalisations dans chacune des régions de l'État de New York (Lin, 2013). Un modèle GAM avec une variable période, comparant la période après l'intervention (2004-2006) avec celle avant (1997-2000), atteste d'une diminution significative des admissions uniquement dans trois régions, les plus touchées par les vents dominants.

Tableau 3. Études de cohorte

Référence Intervention	Lieux/période	Population	Indicateurs d'exposition et sanitaires	Méthodes statistiques	Variations niveaux de pollution	Principaux résultats
Boogaard, 2013 Mise en place zone faible émission	12 sites aux Pays-Bas : 8 rues à fort trafic de 5 villes + 4 sites de fond en banlieue (référence) LEZ mises en place dans les 5 villes le 1/01/2010 + plan de circulation modifié à La Haye Mesures 6 fois 1 semaine sur 6 mois en 2008 et 2010 Recueil sanitaire : « baseline » en 2009 et suivi au bout de 2 ans (2011)	Lettre + 1 rappel envoyé à l'ensemble des résidents de ces rues depuis plus de 4 ans → 853 volontaires (taux de réponse autour de 10 %) en 2009 → 661 en 2011	PM ₁₀ , PM _{2,5} , suie, NO ₂ , NO _x , composition des PM Symptômes respiratoires (questionnaire) Fonction pulmonaire (spirométrie et mesure résistance voies aériennes) NO exhalé (marqueur d'inflammation) Questionnaires et examens en hiver aux 2 occasions	Modèles de régression linéaire (modèles mixtes avec résultats similaires) Variable à expliquer : différence indices entre pré et post divisée par durée entre les 2 examens Variables explicatives : <u>différence des concentrations en polluants pré-post</u> , âge, sexe, tabac, éducation, rhume lors de l'examen, différence pré-post de l'heure de l'examen Nombreuses analyses de sensibilité, dont appariement sur zones témoins	↘ modeste pollution entre 2008 et 2010 (identique dans rues urbaines et rues témoins en banlieue) ↘ importante uniquement dans une rue de La Haye	En relation avec ↘ polluants trafic (suie, NO ₂ , NO _x , Fe et Cu) : - amélioration significative CVF - amélioration non significative VEMS et DEP En relation avec ↘ PM ₁₀ et PM _{2,5} : - ↘ significative résistance voies aériennes Résultats fortement influencés par les résidents de la rue de La Haye Pas de lien polluant-NO exhalé Symptômes stables non analysés
Gauderman, 2015 Baisse long terme de la pollution	Californie du Sud (USA) 3 périodes : 1994-1998, 1997-2001, 2007-2011	Enfants de 11 à 15 ans (n = 2 120)	NO ₂ , O ₃ , PM _{2,5} , PM ₁₀ , PM _{2,5-10} Croissance de la fonction respiratoire pendant l'adolescence	1. analyse cohorte répétée Modèle de régression (fonction non linéaire) Variable à expliquer : croissance VEMS et CVF en 4 ans Variables explicatives : <u>différence polluant sur 4 ans pour chacune des cohortes</u> , sexe, ethnie, taille, taille ² , IMC, IMC ² , maladie respiratoire le jour examen 2. analyse transversale Modèle régression linéaire Variable à expliquer moyenne VEMS et CVF à 15 ans	De 1994 à 2011 : ↘ 12,67 µg/m ³ PM _{2,5} ↘ 8,7 µg/m ³ PM ₁₀ ↘ 28,1 µg/m ³ NO ₂ ↘ 11,0 µg/m ³ O ₃	1. ↗ variation moyenne du VEMS en 4 ans de 876 ml chez les filles et de 1520 ml chez les garçons ↗ variation VEMS/4 ans : de 91,4 mL pour ↘ 14,1 ppm de NO ₂ de 65,5 mL pour ↘ 8,7 µg/m ³ de PM ₁₀ de 65,5 mL pour ↘ 12,6 µg/m ³ de PM _{2,5} 2. % enfants avec VEMS < 80 % à 15 ans passe de 7,9 % à 3,6 % en relation avec baisse des polluants

Tableau 4. Études écologiques temporelles

Référence Intervention	Lieux/période	Population	Indicateurs d'exposition et sanitaires	Méthodes statistiques	Variations niveaux de pollution	Principaux résultats
Li, 2010 et 2011 Jeux olympiques	Pékin 06 à 09/2008 1 mois sans restriction (référence), 5 semaines restrictions partielles (pré) et jeux (pendant)	Consultants adultes d'un hôpital de Pékin (1 475 patients asthmatiques en août 2008)	PM _{2,5} , O ₃ , SO ₂ , NO ₂ , CO Consultations journalières pour asthme	Modèle de Poisson Variable à expliquer : nombre journalier asthme Variables explicatives : jour semaine, température, humidité, et soit <u>polluant</u> (PM _{2,5} et O ₃), soit variable <u>période</u> (pré, jeux vs. référence)	Pendant jeux : ↘ PM _{2,5} : 78,8 à 46,7 µg/m ³ ↘ O ₃ : 65,8 à 61 ppb	Pendant jeux (descriptif) : ↗ consultations pour asthme (de 12,5/jour à 7,3/jour) Modèle avec polluant : - ↗ des PM _{2,5} de 10 µg/m ³ associée à ↗ de 2 % - ↗ d'O ₃ de 10 ppb associée à ↗ de 4,4 % (différence non significative). Jeux vs. référence : RR = 0,54(0,39-0,75)
Wu, 2011 Suppression plomb dans carburants	Taiwan 1981-2007	Population de Taiwan (n = 23 063 027)	Taux de plomb (g Pb/L) dans les carburants Taux de mortalité annuelle toutes causes et cardio-vasculaire	1. SMR annuel entre 1981 et 2007 (population référence : monde) 2. régression linéaire multiple Variable à expliquer : SMR Variables explicatives : <u>émission plomb (en tonnes)</u> , indices développement économique, tabac	Sur la période 1981-2007 : - ↘ d'environ 99 % du taux de plomb dans les carburants Aucune autre mesure de pollution.	1. Sur la période 1981-2007, SMR : - ↘ 40 % toutes causes - ↘ 71 % cérébro-vasculaire - ↘ 48 % cardiaque - ↘ 82 % cause d'hypertension - ↘ 19 % pour troubles rénaux 2. relation significative entre ↘ plomb et SMR toutes causes, maladies cérébro-vasculaires et troubles rénaux
Dockery, 2013 Arrêt charbon	Dublin et 11 autres villes irlandaises Trois années de bannissements successifs : Dublin 1990, Cork 1995 et 1998 dans les autres lieux	Résidents des comtés de Dublin, Cork, Limerick, Louth, Wexford et Wicklow	FN, SO ₂ Mortalité (1981-2004) Admissions hospitalières cardio-respiratoires (1991-2004 ou 1993-2004 selon les comtés)	<i>Interrupted times series</i> , pour tenir compte des 3 périodes successives d'interdiction 1. Mortalité Variable à expliquer : taux mortalité hebdomadaire standardisé par âge et sexe Variables explicatives : <u>variable pré/post</u> , grippe, température, taux mortalité dans zones sans interdiction 2. Hospitalisation Variable à expliquer : taux hospitalisation hebdomadaire standardisé par âge et sexe Variables explicatives : <u>variable pré/post</u> , grippe, température, admissions affections digestives	Après intervention (selon les villes) : ↘ de 45 à 70 % FN Pas de changements nets pour SO ₂	Après intervention : ↘ mortalité respiratoire : 17 % (1990), 9 % (1995) et 3 % (1998) Pas de résultats nets pour mortalité toutes causes et cardio-vasculaire ↘ admissions cardio-vasculaires : 4 % (1995) et 7 % (1998) ↘ admissions pour COPD, pneumonie et asthme
Lin, 2014 Jeux d'Asie	Guangzhou 1 ^{er} nov-21 dec 2010 Période témoin : les mêmes jours des 3 années 2006, 2009 et 2011/autres mois de 2010 2 villes témoins	Résidents de 2 districts	PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂ Mortalité journalière respiratoires et cardio-vasculaires	Modèle de Poisson Variable à expliquer : nombre journalier de décès Variables explicatives : <u>période (jeux/référence)</u> , tendance temporelle, jour semaine, vacances, température, humidité, grippe Études sensibilité : vs. autres mois même année, vs. 2 autres villes	Pendant les jeux ↘ de PM ₁₀ de 9,2 % ↘ 3,3 % NO ₂ (ns) ↘ 4,2 % SO ₂ (ns)	Pendant les jeux : ↘ Mortalité toutes causes de 22,8 % RR = 0,79 (0,73-0,86) ↘ Mortalité cardio-vasculaire de 26,1 % RR = 0,77 (0,66-0,89) ↘ Mortalité respiratoire de 24,1 % RR = 0,68 (0,57-0,80)
Jonhston, 2013 Changement poêles à bois	Launceston (ville intervention) et Hobart (ville témoin), Tasmanie, Australie 1994-2007 (début intervention hiver 2001)	67 000 résidents de Launceston et 148 000 résidents d'Hobart	PM ₁₀ (1 jour sur 6 entre 1994 et 2000 ; journalières entre 2001 et 2007) Mortalité toutes causes et cardio-respiratoires Moyennes annuelles et hivernales	Modèle de régression de Poisson par ville Variable à expliquer : nombre de décès journalier Variables explicatives : <u>période (avant/après)</u> , température, humidité, grippe, tendances temporelles, + en offset prise en compte effectif par âge de la population totale Tasmanie Nombreuses analyses de sensibilité dont un modèle combinant les 2 villes avec terme d'interaction	A Launceston : PM ₁₀ ↘ de 44 µg/m ³ (1994-2000) à 27 µg/m ³ (2001-07)	Pas de changement dans la ville témoin À Launceston Année complète : ↘ mortalité toutes causes (-11 %), cardiaque (-18 %) et respiratoire (-23 %) chez les hommes Hiver : ↘ non significatives mortalité cardiaque (-20 %) et respiratoire (-28 %) chez hommes et femmes combinés

Tableau 5. Études écologiques géographiques

Référence Intervention	Lieux/période	Population	Indicateurs d'exposition et sanitaires	Méthodes statistiques	Variations niveaux de pollution	Principaux résultats
Sajadii, 2011 Fermeture temporaire aciérie	Lower Hunter, Australie 2 périodes : 3,5 ans avant fermeture aciérie (janv 1996-juin 1999) et 3,5 ans après (janv 2001-juin 2004) 5 zones administratives (LGA)	Population de la région (n =470000)	Pas de mesure Admissions mensuelles hospitalières pour asthme (tous âges et 0-14 ans), tous respiratoires (tous âges) et BPCO (>65 ans)	Modèle mixte (sur l'ensemble des 5 zones, zone la plus proche, zone la plus éloignée) Variable à expliquer : taux mensuel d'admissions Variables explicatives : <u>période (3,5 ans avant vs. 3,5 ans après, saison, jour semaine, vacances, grippe</u>	Pas de données de pollution	Entre avant et après la fermeture : - \ 11,7 % d'admissions toutes causes respiratoires - \ 37 % d'admissions pour asthme - \ 30 % des admissions pour BPCO chez les 65 ans et + Les effets sont plus marqués dans la zone la plus proche de l'aciérie. Résultats incohérents pour les BPCO peut-être dus au changement de la définition du diagnostic de cette maladie.
Yorifuji, 2011 Mesures contrôle émissions diesel	23 quartiers de Tokyo, Japon Avril 2003 à décembre 2008 2 périodes avant et après intervention	Habitants de Tokyo (sauf îles)	NO ₂ , PM _{2,5} Mortalité journalière, toutes causes, respiratoire et circulatoire	Modèles GAM : séries temporelles et <i>Interrupted times series</i> Variable à expliquer : compte décès journalier 1. période totale Variables explicatives : polluant, tendance (spline), température, jour semaine, vacances, canicule, grippe 2. idem par période 3. période totale Variables explicatives : <u>période</u> , tendance (spline), température, jour semaine, vacances, canicule, grippe	Entre avant et après l'intervention : - \ 12 % du NO ₂ - \ 11 % du PM _{2,5}	1. Pour \ NO ₂ de 10 µg/m ³ : \ 2 % de mortalité cérébro-vasculaire. Pour \ PM _{2,5} de 10 µg/m ³ : \ 1,6 % de mortalité cérébro-vasculaire, \ 1,9 % de mortalité respiratoire. 2. \ baisse du RR en deuxième période (hypothèse : baisse de la toxicité des polluants) 3. Après vs. avant : \ 8,5 % mortalité cérébro-vasculaire (significative dans modèle ajusté) Surtout dans zones à fort trafic
Lin, 2013 Programme réduction des NOx	État de New York, États Unis Étés 1997-2000 (référence) Étés 2001-2003 (en cours) Étés 2004-2006 (après)	Résidents de l'État de New York	O ₃ , PM _{2,5} , NO _x par modélisation Hospitalisations pour causes respiratoires	Modèle GAM (Poisson) par région Variable à expliquer : hospitalisations journalières Variables explicatives : <u>variable période vs. référence</u> , jours semaine, semaine, PM _{2,5} , température Analyses stratifiées par caractéristiques socio-démographiques et régionales	Après l'intervention : \ de 2 % à 9 % de O ₃ selon les régions	\ significatives entre -5,71 et -11,05 des admissions dans 3 régions sous le vent (\ faible, non significative dans tout l'État) Asthme et bronchite obstructive \ plus fortement chez < 17 ans, si <i>self-paid</i> , si Medicaid, en zones rurales
Correia, 2013 <i>Clean Air Act</i>	États-Unis Années : 2000/2007 pour 545 comtés	Résidents de 545 comtés (urbains et ruraux)	PM _{2,5} Espérance de vie	Modèle de régression (unité : comté) Variable à expliquer : variation de l'espérance de vie entre 2 années d'intérêt Variables explicatives : <u>différence de pollution entre ces 2 années</u> , variations par comté des variables démographiques et socio-économiques et proxy de la prévalence du tabagisme Nombreuses analyses stratifiées et de sensibilité	- Entre 2000 et 2007 : \ de 0,22 µg/m ³ par an des PM _{2,5} (taux 33 % inférieur de celui entre 1980 et 2000)	- Une \ de 10 µg/m ³ de PM _{2,5} est associé à une \ de 0,35 année d'espérance de vie - \ plus importante dans les comtés urbains

4. Discussion

4.1. Populations d'étude

Selon les études, il s'agit soit de la population générale (c'est le cas des études écologiques temporelles et écologiques géographiques et dans le cas d'échantillons représentatifs de l'ensemble de la population), soit de populations ciblées (soit pour des raisons pratiques, soit potentiellement plus vulnérables aux effets de la pollution en termes d'âge, de pathologies pré-existantes, de niveaux d'exposition à la pollution). La taille relativement petite des populations peut limiter la capacité à détecter des différences statistiquement significatives. Dans l'étude écologique temporelle de mortalité en Tasmanie, malgré les risques relatifs relativement élevés, certains résultats sont non significatifs (larges intervalles de confiance) du fait de la petite population d'étude, soit 67 000 résidents (Johnston, 2013). Plusieurs études (études de panel et études de cohorte) étudient le même groupe de population dans le temps ; elles sont ainsi plus susceptibles de mettre en évidence une association, même si l'effectif de population est relativement réduit (Boogaard, 2013). Dans cette dernière étude, toutes les personnes des rues concernées par l'intervention (mise en place d'une LEZ) ont été contactées, mais autour de 10 % seulement ont participé. Leur population d'étude n'est donc pas représentative de la population cible, néanmoins leur étude étant longitudinale, leurs résultats ne sont pas biaisés, par contre le manque de puissance statistique de l'étude est manifeste.

4.2. Calendrier de mise en place/délais entre la mise en place de l'intervention et la survenue du bénéfice escompté

Toutes les études témoignent de l'intérêt de disposer de données sanitaires de référence (« temps zéro ») avant le démarrage de l'intervention. En cas d'interventions mises en place sur plusieurs années, certains choisissent de réaliser des analyses de façon périodique (annuelle, par exemple) et d'autres de le faire uniquement une fois l'intervention totalement mise en place. Globalement, le calendrier précis de mise en place de l'étude par rapport à la date de l'intervention est peu discuté. Beaucoup d'auteurs choisissent une période sans que cela fasse l'objet d'une argumentation particulière. Un article britannique publié en 2010, sur la mise en place du péage urbain à Londres, étudiant si les admissions hospitalières baissent après l'intervention, compare les deux années avant aux deux années après l'intervention (Tonne, 2010). Les auteurs avaient fait ce choix sur la base d'un travail précédent, qui avait montré que l'effet des PM sur la mortalité est la conséquence de l'exposition des deux dernières années (Schwartz, 2008).

4.3. Indicateurs sanitaires

Beaucoup d'études utilisent des données classiquement recueillies en routine (mortalité et admissions hospitalières). Pour les études avec recueil de données individuelles, il s'agit principalement de symptômes et d'indicateurs physiopathologiques. Le principal domaine investigué est la santé respiratoire, viennent ensuite le domaine cardio-vasculaire et la néonatalogie. À noter que plus la puissance statistique est faible, plus il est bon de considérer des maladies spécifiques fortement liées à la pollution. L'étude d'indicateurs avec une faible variabilité intra-sujet sur les mêmes personnes au cours du temps est également plus favorable. Ainsi Boogaard (2013) montre des effets de la réduction de la pollution sur la CVF avec une variabilité intra-sujet inférieure à 2 %, et non sur le Débit Expiratoire de Pointe (DEP) avec une variabilité intra-sujet entre 5 et 6 %. À noter enfin qu'une étude de cohorte en Suisse avait étudié non seulement l'apparition de nouveaux symptômes, mais aussi leur persistance, montrant que la diminution des concentrations en polluants peut faire disparaître certains symptômes (Schindler, 2009).

4.4. Indicateurs et mesures de pollution

Les indicateurs de pollution doivent être les plus susceptibles de rendre compte dans le temps et l'espace des modifications survenues en lien avec la mise en place d'interventions. Dans les études, il s'agit soit de concentrations issues des stations de mesure, soit de données de modélisation à une échelle géographique fine (Lin, 2013), soit encore d'estimations individuelles : mesures dans les rues des résidents investigués (Boogaard, 2013) ou encore mesure des polluants dans chaque voiture des taxis participants (Wu, 2011). Par ailleurs, les auteurs retiennent seulement un nombre limité de polluants, en premier lieu les particules et parfois les gaz SO_2 , NO_2 et O_3 , cherchant à retenir les polluants les plus susceptibles d'être modifiés en lien avec le type d'intervention. Ainsi, Nooman (2011, 2012) retient le levoglucosan, qui est un marqueur spécifique du chauffage au bois, et Boogaard (2013), pour évaluer l'impact de la mise en place d'une LEZ, étudie les composants métalliques des particules. Pour toutes les interventions spécifiquement liées à des processus de combustion, incluant le trafic automobile, des auteurs ont montré récemment que l'augmentation de l'espérance de vie est de quatre à neuf fois plus importante si la réduction de la pollution est exprimée par l'indicateur *black carbon* que pour des indicateurs particuliers de masse ($\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10}) (Janssen, 2011).

4.5. Méthodes statistiques

Si les premières études en responsabilité étaient souvent descriptives (présentant la baisse des pol-

luants et des indicateurs sanitaires), ce n'est plus le cas dans les années récentes. La grande majorité des travaux récents revus dans cette synthèse, quel que soit le type d'étude, introduit dans un modèle multivarié une variable indicatrice (dite aussi variable instrumentale) et/ou les polluants pour tester l'effet de l'intervention. L'ajustement des modèles est en effet rendu nécessaire par le fait que des modifications concomitantes à l'intervention peuvent avoir eu lieu. Elles doivent être investiguées et prises en compte. Il s'agit des facteurs météorologiques, des épidémies de grippe, des modifications au cours du temps, d'une part, de la distribution par âge de la population (ainsi à Dublin, du fait d'une importante émigration des jeunes, la part de la population âgée a eu tendance à augmenter) et, d'autre part, des indicateurs sanitaires (comme la tendance à une baisse de la mortalité) et de leurs facteurs de risque (comme la diminution du tabagisme). Quelques études, toujours dans des modèles multivariés, expliquent la variation de l'indicateur sanitaire entre avant et après l'intervention par la variation du polluant pendant la même période (Boogard, 2013 ; Hasunuma, 2014 ; Gauderman, 2015). Une étude suivant une approche purement géographique a pris en compte l'autocorrélation des données quand plusieurs comtés se trouvaient dans la même unité géographique (Correia, 2013). Dans une autre étude avec analyse géographique sur l'impact de la mise en place du péage urbain à Londres, une variable indicatrice (être ou non un quartier concerné par le péage) était testée, à côté de la variation des niveaux de pollution (Tonne, 2010). On notait que la relation entre le niveau d'exposition et le type de quartier était relativement faible, beaucoup d'autres facteurs différencient les deux types de quartiers. Cette approche confirme que la prise en compte de la dimension spatiale des données peut être importante : ainsi, plusieurs résultats significatifs de cette étude britannique ne l'étaient plus après ajustement sur la corrélation spatiale.

Dans tous les types d'étude, la comparaison avec des zones (et/ou des périodes) témoins conforte de façon importante les résultats. Le choix de ces zones témoins reste délicat. Ainsi, il n'est pas sûr que les populations rurales soient des populations témoins adéquates de populations urbaines, car il y a des différences socio-économiques entre ces populations (Dockery, 2013). Dans les modèles se basant sur une variable indicatrice (post- vs. préintervention) et prenant en compte une zone témoin, des auteurs introduisent une interaction entre la variable indicatrice et cette variable période, afin de tester si la variation de la mortalité n'existe que pour la zone concernée par l'intervention (Currie, 2011a et 2011b).

Cette synthèse fait apparaître également que tous les auteurs ne cherchent pas à répondre à la même question. Si la plupart des auteurs cherchent à mettre

en évidence une amélioration de l'indicateur sanitaire choisi en relation avec l'intervention et/ou la baisse de polluants, d'autres considèrent que les changements possibles dans les sources et la composition des polluants pourraient entraîner une amélioration des indicateurs sanitaires, alors que les niveaux de pollution restent stables. Les résultats de l'étude japonaise sur le contrôle des émissions diesel montrent une baisse de la force de la relation à court terme entre la pollution et la santé entre avant et après l'intervention, ce qui suggère une diminution de la toxicité des polluants (Yorifugi, 2013).

4.6. Limites

En premier lieu, cette synthèse porte sur une période courte, n'est probablement pas exhaustive et, n'ayant pas retenu les études de type évaluation des risques, ni d'études uniquement météorologiques, elle n'a pas pu rapporter de nouvelles actions prometteuses, comme celle portant sur les espaces verts (Abhijith, 2015). De plus, l'intention étant de se focaliser sur la méthodologie des travaux (à la fois épidémiologique et statistique), cette synthèse n'a pas inclus de discussion sur les mécanismes toxicologiques sous-tendant les effets bénéfiques de la réduction de la pollution.

Les études en responsabilité sont rarement ou jamais idéales. Elles ont des limites similaires aux autres types d'études épidémiologiques. En premier lieu, elles n'étudient souvent que des changements modestes dans les expositions, ou des changements plus importants applicables uniquement à de petites populations, résultant en une puissance statistique limitée. Ainsi, lors de l'interdiction du charbon dans les autres villes irlandaises, alors que l'impact de la mesure avait été net à Dublin (Clancy, 2002), cette même interdiction dans d'autres villes a abouti à moins d'amélioration de la qualité de l'air qu'à Dublin, et ceci car les concentrations de polluants de départ étaient inférieures à celles à Dublin (Dockery, 2013). D'autre part, les changements d'exposition ne sont souvent pas totalement exogènes (seulement liés à l'intervention), mais peuvent être associés à d'autres changements qui peuvent affecter la santé, entraînant un risque de confusion. Aussi, les changements temporels de l'exposition ne sont pas toujours nets, bien définis ou faciles à distinguer des tendances temporelles naturelles.

Lorsque la durée de l'intervention est courte, un effet est plus facilement mis en évidence (Boogard, 2013). Des limites viennent de la réduction minimale des niveaux de pollution et du nombre réduit d'événements sanitaires, même s'il reste aussi la nécessité de faire la part des choses entre l'effet de l'intervention elle-même et celui d'autres facteurs, eux-mêmes dépendants du temps. Deux travaux successifs autour

de l'impact des mesures de réduction automobile lors des jeux olympiques d'Atlanta illustrent bien certaines difficultés de ce type d'analyse. L'étude franchement positive lors de la première analyse (Friedman, 2001) est beaucoup plus nuancée une fois prises en compte les données des années antérieures et les données régionales (Peel, 2010). L'approche de Peel a inclus l'analyse de différentes fenêtres de temps entourant les Jeux Olympiques, en les comparant à la même période des années avant et après les jeux. En outre, l'élargissement de la zone géographique, pour y inclure d'autres parties de la Géorgie ainsi que des villes d'autres États voisins, a renforcé la conclusion que la diminution des concentrations d'ozone a été un phénomène régional, et n'était pas imputable aux mesures vis-à-vis du trafic pendant les jeux.

Plus le suivi est long, plus il y a risque de biais. Un auteur a récemment noté les difficultés suivantes : l'effet sanitaire, même s'il est lié à la pollution, est sous l'influence d'autres facteurs, comme des avancées médicales, des changements dans la répartition par âge de la population car elle vieillit, des épidémies hivernales de grippe ; les mesures de réduction peuvent avoir d'autres impacts que la baisse des polluants (changements de comportements, changements d'activités économiques...) qui eux-mêmes peuvent impacter la santé ; d'autre part, les mesures de réduction vont le plus souvent impacter plusieurs polluants, autres que ceux mesurés (Zigler, 2013). Quand le changement de qualité de l'air est progres-

sif, ce peut être soit parce que l'intervention est ainsi programmée, soit que l'intervention ne se déroule pas comme prévu. Ainsi, dans l'étude de Nooman (2011, 2012), un nombre inférieur que celui prévu de poêles à bois ont été remplacés le premier hiver, conduisant à une phase plus longue de changement et donc à un changement plus progressif de la qualité de l'air. Les études cherchant à étudier l'impact de tendance à la diminution à moyen et long terme de la pollution sur la santé sont ainsi plus rares et plus difficiles à mettre en œuvre. De nouveaux modèles susceptibles de détecter l'impact de changements progressifs ont été proposés, tels les modèles avec *time-varying coefficient* (Breitner, 2009). La prise en compte des tendances temporelles s'avère cruciale, notamment les changements démographiques, socio-économiques, comportementaux, d'accès aux soins dans la zone d'étude pendant toute la période, comme cela a été fait dans l'étude récente réalisée en Tasmanie (Johnston, 2013). Bien sûr, l'importance de ces facteurs varie selon les contextes, ils sont plus importants dans une situation telle que la réunification des deux Allemagne, qu'aux États-Unis (Gauderman, 2015). Dans les cas où les auteurs veulent évaluer l'impact d'un programme spécifique, ils doivent également étudier si d'autres programmes en cours n'ont pas interféré. Ainsi Lin (2013), évaluant un programme régional de réduction des oxydes d'azote, discute dans quelle mesure ses résultats peuvent avoir été influencés par l'interdiction du tabagisme dans les lieux publics.

Recommandations

Définir précisément l'intervention à évaluer. Celle-ci doit être bien définie et planifiée, et se traduire idéalement par des changements d'exposition dans le temps, spatialement bien définis et clairement en lien avec l'intervention. Dans le cas d'interventions spécifiques, bien localisées, qui ont pour conséquence une amélioration rapide de la qualité de l'air, l'interprétation de la relation mise en évidence entre intervention et santé est relativement facile, dans la mesure où, sous l'hypothèse de « stabilité temporelle » qui peut être acceptée, les indicateurs avant et après l'intervention peuvent être comparés. L'évaluation d'interventions s'étalant sur le long terme est plus délicate, d'autant que plusieurs mesures de réduction sont mises en place, et cela sur différents territoires. En premier lieu, la diversité des actions peut gêner la définition précise de ce qu'est l'intervention, et surtout d'autres modifications, survenues au cours de cette mise en place et pouvant être responsables de l'amélioration des indicateurs sanitaires, doivent être évaluées et prises en compte.

Dans tous les cas, dès lors qu'une intervention de réduction de la pollution est programmée, tout doit être mis en œuvre pour disposer de données représentatives de la situation, d'un point de vue sanitaire et métrologique, avant l'intervention, et ceci que l'intervention soit ponctuelle ou étalée dans le temps.

Les études d'interventions planifiées doivent être les plus équivalentes possible d'études expérimentales contrôlées. Un auteur a récemment suggéré que la question de recherche ne doit pas être « est-ce que les indicateurs de santé se sont améliorés après l'intervention ? », mais « est-ce que les indicateurs de santé sont différents de ce qu'ils auraient été sans intervention ? » (Zigler 2013). Cela impose donc d'enquêter dans une zone témoin, c'est-à-dire une zone sans intervention, tout en étudiant précisément les facteurs qui diffèrent entre les deux zones, dont il faudra tenir compte dans l'analyse des données. Dans certains cas, il est

aussi possible de comparer la période avant-après l'intervention avec une période témoin antérieure (sans intervention).

Les objectifs d'une étude doivent si possible tendre à démontrer les trois étapes suivantes (Peel, 2010) :

- que l'intervention est associée à une baisse des niveaux de pollution et/ou à un changement de la toxicité du mélange de polluants ;
- que l'intervention est associée statistiquement à la variation de l'effet sanitaire retenu, d'où l'importance de contrôler les variations saisonnières, par exemple en incluant des données concomitantes dans une autre zone d'étude sans intervention ;
- de vérifier s'il existe une association statistique entre intervention et santé, que celle-ci relève de la causalité, et en particulier que la variation ne soit pas liée à d'autres causes, comme des changements dans l'accès aux soins.

Le choix du type d'étude épidémiologique dépend en premier lieu de la volonté, soit de retenir une étude basée sur des données de surveillance recueillies en routine (études écologiques), soit une étude basée sur des données individuelles à recueillir sur des groupes de sujets (études observationnelles). Dans le premier cas, il s'agit de recueillir des données auprès de différents organismes et d'un travail essentiellement d'ordre statistique, dans l'autre, d'une étude à réaliser de A à Z.

► **Les études écologiques ont plusieurs avantages**, en premier lieu que les données sont déjà recueillies, avec la possibilité de disposer de données rétrospectives avant l'intervention, et aussi qu'elles peuvent porter sur de larges populations générales.

Les études écologiques géographiques sont un type d'étude parmi les plus intéressants dans cette problématique d'évaluation d'actions de réduction de la pollution. Elles permettent de tenir compte et d'évaluer le fait que les diminutions de la pollution sont parfois inhomogènes sur la zone d'étude et/ou que des répercussions peuvent exister sur les pourtours de la zone d'étude. Dans ce type d'étude, l'unité d'analyse statistique est une zone géographique de petite dimension (cantons, communes, iris). La contrainte de ces études est qu'il est nécessaire de disposer de données à fine échelle géographique, c'est-à-dire que les données de pollution doivent être obtenues par modélisation, et que les données de santé (décès, hospitalisations, urgences...) doivent être géolocalisées à l'adresse de résidence des patients.

Les études écologiques temporelles ont l'avantage de pouvoir se baser sur des programmes de surveillance de l'impact sanitaire de la pollution de l'air existants. Ces programmes analysent périodiquement les relations entre une série de données et une série de données de pollution. Cela offre l'opportunité, déjà utilisée par de nombreux auteurs, de tester si une intervention s'accompagne d'une amélioration d'un ou plusieurs indicateurs sanitaires. La limite est que ce type d'étude nécessite des données de surveillance sur plusieurs années avant et après l'intervention, il peut donc être difficile à réaliser si un système de surveillance n'existe pas au préalable.

► **Les études individuelles** permettent de focaliser sur des affections spécifiquement liées à la pollution, dans des échantillons de population, soit représentatifs de la population générale, soit particulièrement vulnérables aux effets de la pollution. En revanche, elles doivent inclure suffisamment de sujets pour atteindre une puissance statistique satisfaisante. **Les études transversales répétées** sont les plus faciles à mettre en place, l'étude se faisant avant et après l'intervention sur des échantillons de population différents. En revanche, les résultats issus de telles études ont souvent une portée limitée, du fait des nombreux biais possibles (qui peuvent être cependant en grande partie évités à l'aide de modélisations statistiques multivariées). **Les études de cohorte** consistant à étudier les mêmes sujets sur toute la période sont davantage susceptibles de détecter un effet. Il y a de plus la possibilité de se baser sur des cohortes déjà mises en place. Une des limites est celle des perdus de vue qu'il faut limiter au maximum. Enfin, **les études de panel** ont été relativement peu employées dans ce type de problématique, à part lors des jeux de Pékin. Elles permettent d'explorer si une intervention s'accompagne d'une diminution des effets à court terme, alors que les deux autres types d'études observationnelles étudient les effets à moyen et long terme de la pollution.

Il s'agit ensuite d'étudier si des **données d'exposition** sont disponibles en routine et adéquates pour l'étude à mettre en place, ou si un travail de modélisation des polluants à fine échelle géographique est envisageable et nécessaire à l'étude, ou s'il faudra procéder à la mise en place d'une surveillance spécifique à l'aide de nouvelles stations de mesure ou de mesures individuelles. Les choix des polluants à surveiller sont à faire en fonction du type d'intervention. Ainsi, la diminution du soufre dans les carburants entraîne un changement touchant principalement le SO_2 . Des mesures de réduction du trafic vont impacter principalement les oxydes d'azote et les particules, le *black carbon* (BC) se révélant un meilleur indicateur des effets sanitaires que les $\text{PM}_{2,5}$ (Janssen, 2001).

En ce qui concerne le choix des **indicateurs sanitaires** : plus ils sont spécifiquement liés à la pollution, plus il sera facile de mettre une relation en évidence.

Le **choix de la population** doit être soigneux. Dans des situations où la puissance statistique est faible (effectif réduit, diminution réduite de la pollution...), le choix peut s'orienter sur les populations les plus sensibles aux effets de la pollution (enfants, personnes âgées, personnes malades...). De même, dans le cadre d'actions de réduction de la pollution automobile, il est judicieux de focaliser l'étude sur les personnes les plus exposées, soit celles vivant à proximité des axes routiers.

Enfin, l'**analyse statistique des données** doit être rigoureuse avec des modèles statistiques adaptés aux questions posées, incluant des études de sensibilité des principaux résultats.

Au final, l'objectif de démontrer de façon tangible des améliorations mesurables de la qualité de l'air et de la santé publique au travers d'une grande variété d'études épidémiologiques nécessite une grande qualité, des analyses statistiques soigneuses et des efforts d'évaluation des expositions.

5. Conclusion

Reconnaître certaines des limites des études en responsabilité (similaires en partie aux autres études épidémiologiques) ne diminue en rien la qualité et l'importance de ces études (Pope, 2012). Il y a clairement un avenir pour ces études d'évaluation d'interventions planifiées ou non, ces études étant susceptibles de fournir des informations comparables (avec des chevauchements) aux preuves fournies par les études classiques sur les relations à court ou long terme entre pollution et indicateurs sanitaires. Il s'agit d'être opportuniste et de mener, quand l'occasion se présente, des études d'évaluation des interventions. L'initiative du HEI et leur leadership en ce qui concerne les efforts visant à exploiter plus complètement et même créer des opportunités pour ce type de recherche est à cet égard particulièrement importante (HEI, 2010). D'autres groupes de recherche travaillent

sur cette problématique, en particulier le groupe Cochrane, qui a publié récemment le protocole d'un projet de synthèse bibliographique des études évaluant les interventions visant à réduire la pollution particulaire (Burns, 2014).

Vu l'hétérogénéité des situations, des interventions, des populations, des polluants et indicateurs sanitaires retenus, et des méthodes employées, une stricte comparaison des résultats des différentes études n'a pas été réalisée (Henschel, 2012). Mais au final, cette revue synthétise des travaux qui, dans leur très grande majorité, indiquent un effet positif des interventions sur les indicateurs sanitaires choisis, ceux-ci étant dans la quasi-totalité des études des indicateurs des domaines respiratoire et cardio-vasculaire, plus rarement du domaine de la néonatalogie. Cependant, on ne peut exclure un biais de publication, les études négatives étant moins susceptibles d'être publiées.

Références bibliographiques

Abhijith KV, Gokhale S, 2015: Passive control potentials of trees and on-street parked cars in reduction of air pollution exposure in urban street canyons, *Env Poll*, 204, 99-108.

Bell ML, Morgenstern RD, Harrington W, 2011: Quantifying the human health benefits of air pollution policies: Review of recent studies and new directions in accountability research, *Envir Science and Policy*, 14, 357-368.

Boogaard H, Fischer PH, Janssen NA *et al.*, 2013: Respiratory effects of a reduction in outdoor air pollution concentrations, *Epidemiology*, 24, 753-761.

Breitner S, Stötzel M, Cyrus J *et al.*, 2009: Short-term mortality rates during a decade of improved air quality in Erfurt, Germany, *Env Health Perspect*, 117, 448-454.

Burns J, Boogaard H, Turley R *et al.*, 2014: Interventions to reduce ambient particulate matter air pollution and their effect on health (Protocole). *The Cochrane Library*, Issue 1, Art. n° CD010919.

Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW, 2002: Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *The Lancet*, 360, 1210-1214.

Correia A, Pope CA, Dockery DW *et al.*, 2013: The Effect of Air Pollution Control on Life Expectancy in the United States: An Analysis of 545 US counties for the period 2000 to 2007, *Epidemiology*, 24, 23-31.

Currie J, Walker R, 2011a: Traffic congestion and infant health: evidence from E-ZPass, *American Economic Journals: Applied Economics*, 3, 65-91.

Currie J, Ray SH, Neidell M, 2011b: Quasi-Experimental Studies Suggest That Lowering Air Pollution Levels Benefits Infants' And Children's Health. *Health Aff (Millwood)*, 30, 2391-2399.

Dockery DW, Rich DQ, Goodman PG *et al.*, 2013: Effect of air pollution control on mortality and hospital admissions in Ireland, *Res Rep Health Eff Inst*, 176, 3-109.

Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L *et al.*, 2001: Impact of changes in transportation and commuting behaviours during the 1996 summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma, *JAMA*, 285, 897-905.

Gauderman WJ, Urman R, Avol E *et al.*, 2015: Association of improved air quality with lung development in children. *N Engl J Med*, 372, 905-913.

Hasunuma H, Ishimaru Y, Yoda Y, Shima M, 2014: Decline of ambient air pollution levels due to measures to control automobile emissions and effects on the prevalence of respiratory and allergic disorders among children in Japan, *Env Res*, 131, 111-118.

Health Effect Institute, 2010: Proceedings of an HEI workshop on further research to assess the health impacts of actions taken to improve air quality, *HEI communication*, 15, August.

Henschel S, Atkinson R, Zeka A *et al.*, 2012: Air pollution interventions and their impact on public health. *Int J Public Health*, 57, 757-768.

Huang W, Zhu T, Pan X *et al.*, 2012: Air pollution and autonomic and vascular dysfunction in patients with cardiovascular disease: interactions of systemic inflammation, overweight and gender, *Am J Epidemiol*, 176, 117-126.

Janssen NA, Hoek G, Simic-Lawson M *et al.*, 2011: Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM₁₀ and PM_{2.5}, *Environ Health Perspect*, 119, 1691-1699.

Johnston FH, Hanigan IC, Henderson SB, Morgan GG, 2013: Evaluation of interventions to reduce air pollution from biomass smoke on mortality in Launceston, Australia: retrospective analysis of daily mortality, 1994-2007, *BMJ*, 346, e8446.

Li Y, Wang W, Kan H *et al.*, 2010: Air quality and outpatients visits for asthma in adults during the 2008 Summer Olympic Games in Beijing, *Science of Total Environment*, 408, 1226-1227.

Li Y, Wang W, Wang J *et al.*, 2011: Impact of air pollution control measures and weather conditions on asthma during the 2008 Summer Olympic Games in Beijing, *Int J Biometeorol*, 55, 547-554.

Lin W, Huang W, Zhu T *et al.*, 2011: Acute respiratory inflammation in children and black carbon in ambient air before and during the 2008 Beijing Olympics, *Environ Health Perspect*, 119, 1507-1512.

Lin S, Jones R, Pantea C *et al.*, 2013: Impact of NO_x emissions reduction policy on hospitalizations for respiratory disease in New York State, *J Expos Science Envir Epidemiol*, 23, 73-80.

Lin H, Zhang Y, Liu T, *et al.*, 2014: Mortality reduction following the air pollution control measures during the 2010 Asian Games, *Atmos Environ*, 91, 24-31.

Mu L, Deng F, Tian L, *et al.*, 2014: Peak expiratory flow, breath rate and blood pressure in adults with changes in particulate matter air pollution during the Beijing Olympics: a panel study, *Environ Res*, 133, 4-11.

Nooman CW, Ward TJ, Navidi W, Sheppard L. A rural community intervention targeting biomass combustion sources: effects on air quality and reporting of children's respiratory outcomes, *Occup Environ Med*, 69, 354-360.

Noonan CW, Ward TJ, Navidi W *et al.*, 2011: Assessing the impact of a wood stove replacement program on air quality and children's health. *Res Rep Health Eff Inst*, 162, 3-37, discussion 39-47.

Peel JL, Klein M, Flanders WD *et al.*, 2010: Impact of improved air quality during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on multiple cardiovascular and respiratory outcomes, *Res Rep Health Eff Inst*, 148, 3-23, discussion 25-33.

Pope CA III, Rodermund DL, Gee MM, 2007: Mortality effects of a copper smelter strike and reduced ambient sulfate particulate matter air pollution, *Environ Health Perspect*, 115, 679-683.

Pope CA III, 2012: Does reducing air pollution improve human health? Evidence from accountability studies, *EM*, October 2012, 16-21.

Rich DQ, Kipen HM, Huang W *et al.*, 2012: Association between changes in air pollution levels during the Beijing Olympics and biomarkers of inflammation and thrombosis in healthy young adults, *Jama*, 307, 2068-2078.

Rich DQ, Liu K, Zhang J *et al.*, 2015: Differences in Birth Weight Associated with the 2008 Beijing Olympic Air Pollution Reduction: Results from a Natural Experiment, *Env Health Perspect*, 123, 880-887.

Sajjadi S, Bridgman H, 2011: Respiratory Hospital Admissions before and after Closure of a Major Industry in the Lower Hunter Region, Australia, *Iran J Public Health*, 40, 41-54.

Schindler C, Keidel D, Gerbasse M *et al.*, 2009: Improvements in PM₁₀ exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (Sapaldia), *Am J Respir Crit Care Med*, 179, 579-587.

Schwartz J, Coull B, Laden F, Ryan L, 2008: The effect of dose and timing of dose on the association between airborne particles and survival, *Environ Health Perspect*, 116, 64-69.

Tonne C, Beevers S, Kelly FJ *et al.*, 2010: An approach for estimating the health effects of changes over time in air pollution: an illustration using cardio-respiratory hospital admissions in London, *Occup Environ Med*, 67, 422-427.

Wu S, Deng F, Niu J *et al.*, 2010: Association of heart rate variability in taxi drivers with marked changes in particulate air pollution in Beijing in 2008, *Environ Health Perspect*, 118, 87-91.

Wu S, Deng F, Niu J *et al.*, 2011: Exposures to PM_{2.5} components and heart rate variability in taxi drivers around the Beijing 2008 Olympic Games, *Sci Total Env*, 409, 2478-2485.

Wu WT, Tsai PJ, Yang YH *et al.*, 2011: Health impacts associated with the implementation of a national petrol-lead phase-out program (PLPOP): evidence from Taiwan between 1981 and 2007, *Sci Total Env*, 409, 863-867.

Yorifuji T, Kawachi I, Kaneda M *et al.*, 2011: Diesel vehicle emission and death rates in Tokyo, Japan: a natural experiment, *Sci Total Env*, 409, 3620-3627.

Yuan Z, Chen Y, Zhang Y *et al.*, 2013: Changes of plasma vWF level in response to the improvement of air quality: an observation of 114 healthy young adults, *Ann Hematol*, 92, 543-548.

Zhang J, Zhu T, Kipen H, *et al.*, 2013: Cardiorespiratory biomarker responses in healthy young adults to drastic air quality changes surrounding the 2008 Beijing Olympics, *Res Rep Health Eff Inst*, 174, 5-174.

Zigler CM, Dominici F, 2013: Accountability Assessment: An Emerging Opportunity for Causal Inference in Air Pollution, *Epidemiology*, Workshop.