



La distribution des risques environnementaux: méthodes d'analyse et données françaises

Author(s): Lucie Laurian

Reviewed work(s):

Source: *Population (French Edition)*, Vol. 63, No. 4 (Oct. - Dec., 2008), pp. 711-729

Published by: [Institut National d'Études Démographiques](#)

Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/27736785>

Accessed: 05/06/2012 15:54

Your use of the JSTOR archive indicates your acceptance of the Terms & Conditions of Use, available at
<http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>

JSTOR is a not-for-profit service that helps scholars, researchers, and students discover, use, and build upon a wide range of content in a trusted digital archive. We use information technology and tools to increase productivity and facilitate new forms of scholarship. For more information about JSTOR, please contact support@jstor.org.



Institut National d'Études Démographiques is collaborating with JSTOR to digitize, preserve and extend access to *Population (French Edition)*.

<http://www.jstor.org>

LUCIE LAURIAN*

La distribution des risques environnementaux : méthodes d'analyse et données françaises

Les inégalités sociales devant la maladie et la mort, expliquées par des différences de niveau d'instruction, de conditions de travail, d'accès aux soins, de tabagisme et de stress psychosocial font l'objet d'une attention croissante en démographie et en sociologie (en France, voir Desplanques, 1993 ; Mesrine, 1999 ; Leclerc *et al.*, 2000). Cependant, les facteurs environnementaux influant sur la santé, comme l'exposition à la pollution et aux substances toxiques, qui sont des déterminants non négligeables de la prévalence de certaines maladies, n'ont pas été étudiés en France dans une approche en termes d'inégalités sociales. Outre les sources de pollution diffuses (pollution atmosphérique), on compte en France 24 sites nucléaires, 130 incinérateurs, près de 1 250 décharges, 3 700 sites pollués, 1 100 sites industriels présentant des risques majeurs en cas d'accident et 300 000 à 400 000 sites « potentiellement pollués » dont au moins 80 % seraient contaminés (Ogé et Simon, 2004). Ces sites contiennent souvent des hydrocarbures, des métaux lourds et des solvants, et ils peuvent rejeter des polluants atmosphériques (particules en suspension, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, dioxine).

Les effets sanitaires de beaucoup de polluants sont établis (Aubert, 2006). Le dioxyde d'azote aggrave les maladies cardio-respiratoires (USEPA, 1996 ; DOH, 1998), le plomb accroît le risque de maladies cardio-vasculaires et de saturnisme infantile (Fischbein, 1992) et le dioxyde de soufre est cancérigène (Soskolne *et al.*, 1989). En forte concentration, les particules et le dioxyde de soufre causeraient une augmentation de la mortalité de près d'un quart (Hertzman, 1995). La présence de décharges est associée à des taux élevés de malformations congénitales (Dolk *et al.*, 1998 ; Elliott *et al.*, 2001) et les cendres, les métaux lourds et les dioxines émis par les incinérateurs sont associés à des taux élevés de cancers, maladies respiratoires et malformations congénitales (Allsopp *et al.*, 2001). Les effets des polluants sur la santé varient selon leurs concentrations et combinaisons ainsi qu'avec l'exposition et la vulnérabilité des personnes (ATSDR, 2005). En France, le ministère de l'Écologie, du

* Urban and Regional Planning, Université d'Iowa.

Développement et de l'Aménagement durables (Medad) estime que 30 000 décès prématurés par an sont liés à la pollution atmosphérique urbaine et que 7 % à 20 % des cancers sont liés à des facteurs environnementaux (Medad, 2007b).

La question des inégalités sociales devant les risques environnementaux émerge comme une question essentielle aujourd'hui. De telles inégalités ont déjà été observées dans de nombreux pays industrialisés (États-Unis, Canada, Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas et pays d'Europe de l'Est). Elles relèvent des politiques publiques visant au développement durable et à la justice sociale, alors même que les législations françaises et européennes s'orientent vers plus de droits à un environnement sain et plus de justice en matière d'environnement (Bélier, 2002 ; Stec, 1998).

Ce travail s'inscrit dans un nouvel axe de recherche sur la distribution des risques environnementaux, la « justice environnementale ». Il fait le point sur les avancées méthodologiques et analytiques internationales dans ce domaine et présente les données disponibles en France.

I. Éléments méthodologiques

De nombreuses études ont observé que les populations défavorisées sont soumises à des risques environnementaux particulièrement élevés, mais ces travaux sont souvent critiqués pour leur manque de rigueur. Les critiques portent principalement sur le niveau géographique d'analyse, la définition des populations « à risque » et des groupes de référence, l'impossibilité de généraliser à partir d'études de cas ainsi que l'utilisation d'outils statistiques inappropriés (Bowen, 2002).

1. Indicateurs de risques environnementaux

Pour les études sur les pollutions localisées, les résultats dépendent des sites analysés (sites industriels, incinérateurs, décharges, etc.). Les différences socioéconomiques entre localités où sont implantés des incinérateurs ou des sites nucléaires et celles qui n'en ont pas sont souvent non significatives car ces sites sont rares, mais elles peuvent être significatives quand on prend en compte de nombreux sites industriels ou décharges (Been, 1995). Il est donc recommandé d'inclure de nombreux types de sites et d'examiner la robustesse de l'analyse en comparant les résultats pour chaque type de site.

Un premier indicateur de risques est la présence ou le nombre de sites pollués ou polluants. La présence ou l'absence de sites est l'indicateur le plus simple. Le nombre de sites fournit une meilleure mesure de la concentration des risques, bien qu'un simple comptage puisse dissimuler de grandes variations des risques réels et potentiels. On peut pondérer le nombre de sites par une mesure des risques qu'ils engendrent si l'on connaît les effets sanitaires de multiples polluants sur des populations plus ou moins vulnérables, mais

cette information n'est généralement pas disponible. Les comptages de sites doivent donc être interprétés plus comme une approximation de la concentration industrielle que comme une mesure des risques.

On appréhende mieux les risques sanitaires en utilisant les quantités de rejets émis par les sites polluants, comme les substances cancérigènes, les métaux lourds ou les hydrocarbures (Perlin *et al.*, 1999). Daniels et Friedman (1999) ont estimé la densité géographique des rejets toxiques au niveau des comtés américains (exprimée en kilogrammes de rejets par kilomètre carré) en sommant les rejets de toutes les industries polluantes consignés dans le *Toxic Release Inventory* (TRI). Les interactions entre les substances émises par diverses industries ne sont en général pas prises en compte car leurs effets sont complexes et mal connus. On peut aussi considérer comme des indicateurs de risques (ou de protection) la fréquence et le nombre d'inspections industrielles, la fréquence des dépassements des seuils autorisés et les sanctions imposées aux industries dépassant ces seuils (Lavelle et Coyle, 1992 ; Kumar, 2002 ; Lynch *et al.*, 2004).

Pour étudier les pollutions diffuses, on peut utiliser des indicateurs de la pollution de l'air et des eaux. Comme la population est souvent protégée par le traitement des eaux de boisson et les interdictions de pêche et de baignade, la plupart des études se concentrent sur la pollution atmosphérique (Brainard *et al.*, 2002 ; McLeod *et al.*, 2000 ; Jerrett *et al.*, 2001 ; Morello-Frosch *et al.*, 2001 ; Mitchell et Dorling, 2003). La pollution atmosphérique locale peut être calculée par simple interpolation à partir des sources d'émissions connues et des données fournies par les stations de mesure (Earickson et Billick, 1988). Le krigeage⁽¹⁾ universel permet de calculer des surfaces continues de pollution qu'on attribuera à chaque unité d'analyse (Jerrett *et al.*, 2001). La dispersion des polluants peut être plus précisément modélisée en fonction de leur taux d'émission et de déposition, des mouvements atmosphériques et de la formation de polluants secondaires comme l'ozone (Chakraborty et Armstrong, 1997 ; Morello-Frosch *et al.*, 2001 ; Mitchell et Dorling, 2003). L'exposition de la population est mesurée en termes d'exposition moyenne sur une période (lorsqu'on calcule par exemple la moyenne géométrique sur dix ans de la concentration d'une substance) ou d'exposition à des pics de pollution (sur la base du nombre ou de la proportion de jours au cours desquels la concentration atmosphérique d'une substance dépasse un certain seuil).

Une autre approche se fonde sur les activités implantées sur le territoire. Talih et Fricker (2002) ont utilisé la présence de zones industrielles (définies par la proportion d'emplois industriels) pour obtenir une approximation de la présence d'un large éventail de sources de pollution. Cette approche ne considère pas la pollution réelle, mais elle évite les erreurs de géo-spatialisations des données et inclut implicitement les petites industries non tenues de déclarer leurs rejets.

(1) Le krigeage (*kriging* en anglais) est une méthode d'interpolation spatiale couramment utilisée en géostatistique.

2. Estimations des risques sanitaires

Les risques sanitaires sont difficiles à quantifier. L'exposition aux polluants a lieu dans le milieu ambiant extérieur, dans l'habitat, sur le lieu de travail et dans les écoles, et varie au cours de la vie. La plupart des études sur la justice environnementale appréhendent donc les risques sanitaires à partir de la présence et de la proximité de sites polluants, en faisant l'hypothèse que les résidents proches d'un site sont soumis à une même exposition. Certaines distinguent des zones d'impact concentriques en posant l'hypothèse que les populations les plus proches du site sont soumises à des risques plus élevés que les populations plus éloignées (Glickman, 1994 ; Sheppard *et al.*, 1999).

Tenir compte des doses émises, de leurs effets synergiques, des durées d'exposition ou de la diffusion des pollutions nécessite l'utilisation de systèmes sophistiqués de modélisation des risques (Glickman et Hersh, 1995 ; Williams, 1999). Certains chercheurs ont calculé des indices de toxicité en fonction des substances émises connues, pondérées par les risques potentiels posés par chaque substance (Bowen *et al.*, 1995 ; Harner *et al.*, 2002).

L'effet cumulatif à long terme des substances toxiques sur la santé constitue une difficulté supplémentaire pour l'analyse. Alors que les crises d'asthme surviennent typiquement les jours de pic de pollution, les cancers peuvent se révéler des décennies après une exposition aux substances cancérigènes. Aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) a développé une méthode d'estimation des risques sanitaires cumulatifs (*Cumulative Risk Assessment*) qui permet d'estimer l'effet d'expositions à long terme à des substances multiples. Ce risque est calculé en associant la mortalité par maladies respiratoires et cardio-vasculaires mesurée au niveau des quartiers (*census tracts*, équivalents des Iris en France⁽²⁾) à un score de risque cumulatif local, en tenant compte des évolutions générales de la mortalité. Le risque cumulatif est calculé à partir de modèles toxicologiques. Comme il n'existe pas de modèles d'interaction des toxines, l'EPA suppose l'additivité des effets sur la santé. De même, en France, l'analyse des risques résiduels (ARR) utilise cette même hypothèse d'additivité. On additionne les quotients de danger (rapport entre la dose ou la concentration d'exposition et la dose ou la concentration de référence) pour les effets à seuil, et les excès de risques de cancer pour les effets sans seuil (Medd, 2007a). La question des migrations et des variations d'exposition au cours de la vie reste non résolue. On s'approche donc plus d'une estimation du risque sanitaire théorique en un lieu et à un moment donnés que d'un risque réel.

Cette méthode est toutefois supérieure à celles qui ne s'intéressent qu'à une substance chimique, et elle a été utilisée pour estimer les différences

(2) Les Iris (îlots regroupés pour l'information statistique) sont le niveau le plus fin auquel sont diffusées les données locales en France.

sociales d'exposition aux risques environnementaux par Fox *et al.* (2002). De même, Morello-Frosch *et al.* (2001) ont calculé un risque cumulatif de cancer qui inclut les pollutions atmosphériques connues pour 148 substances. Le risque est calculé à partir du risque cancérigène par unité inhalée (*Inhalation Unit Risk* ou IUR). L'IUR mesure le potentiel cancérigène de chaque composé comme le risque supplémentaire causé sur la durée de vie totale d'un individu par une exposition chronique à une unité de polluant. Pour un individu, le risque de cancer sur la durée de la vie, causé par un polluant j dans une zone i (R_{ij}), est calculé ainsi : $R_{ij} = C_{ij} \times IUR_j$ où C_{ij} est la concentration du polluant j dans la zone i et IUR_j est le potentiel cancérigène du polluant j . Les R_{ij} sont additionnés pour chaque zone et fournissent les risques de cancer à long terme. On peut ensuite calculer des indices de risque pour différentes populations en fonction des zones où elles résident et estimer les inégalités sociales devant le risque de cancers causés par la pollution.

3. Indicateurs d'inégalités

Les études sur les inégalités environnementales comparent soit la part de la population défavorisée (en termes de groupe social ou de revenu) entre des zones selon qu'elles sont soumises ou non à des risques, soit la présence de risques dans les zones défavorisées par rapport au reste du territoire.

Pour savoir si les populations défavorisées ont une probabilité plus élevée d'être exposées aux risques, on peut construire un indice des risques dans chaque zone (*Comparative Environmental Risk Index*) et comparer les risques dans les zones populaires et aisées.

Pour savoir si les caractéristiques démographiques des zones polluées diffèrent de celles des zones saines, on peut calculer des différences ou quotients démographiques par zone (*Toxic Demographic Difference Index* ou *Toxic Demographic Quotient Index*) ou déterminer si la proportion de ménages vivant en dessous du seuil de pauvreté est plus grande dans les zones polluées que dans les zones saines.

Pour analyser la concentration spatiale des risques et des populations, on peut calculer (a) un indice de concentration des risques à l'aide du coefficient de Gini pour déterminer si les sites toxiques sont concentrés dans les zones défavorisées (*Toxic Concentration Equity Index*) ou (b) un indice qui estime si les populations défavorisées ont de plus fortes probabilités d'être concentrées dans les zones à risques (*Concentration Risk Comparison Index*).

Harner *et al.* (2002) ont comparé ces indices à l'aide d'un algorithme SIG (système d'information géographique) et recommandent le *Comparative Environmental Risk Index* et le *Toxic Demographic Quotient Index* pour leur facilité de calcul et d'interprétation.

4. Unité spatiale, populations soumises aux risques et groupes de référence

Les résultats des analyses sur la justice environnementale sont extrêmement sensibles à l'unité spatiale utilisée (Williams, 1999 ; Cutter *et al.*, 1996 ; Glickman et Hersh, 1995). Il est rare que des inégalités soient mises en évidence au niveau national ou à des niveaux d'agrégation larges, mais c'est régulièrement le cas au niveau local (Szasz et Meuser, 1997 ; Taquino *et al.*, 2002). Il est donc recommandé de conduire l'analyse à plusieurs niveaux pour s'assurer de la stabilité des résultats.

Pour cerner au mieux les zones d'exposition aux risques, le niveau d'analyse doit être le plus local possible. Beaucoup de travaux utilisent donc le niveau le plus fin auquel les données sont disponibles (McLeod *et al.*, 2000 ; Mitchell et Dorling, 2003 ; Bowen, 2002). Pour identifier la population soumise aux risques, on peut délimiter des « zones d'impact » autour de sites polluants. Ces zones sont généralement circulaires, avec un rayon donné, autour de sites dangereux. Cutter *et al.* (2001) ont estimé les risques de façon continue en fonction de la distance à la source de pollution (*distance decay function*). La plupart des études utilisent des rayons variant de 100 m à 3 km, les zones étant plus larges autour des sites les plus dangereux. Il est important de mesurer la sensibilité des résultats aux distances utilisées (Perlin *et al.*, 1999 ; Harner *et al.*, 2002).

On peut estimer la population d'une zone en n'incluant que les unités censitaires entièrement incluses dans la zone. Cette méthode (*polygon containment*) peut cependant sous-estimer la population affectée. Une autre possibilité consiste à inclure les unités censitaires dont le centroïde (ou centre de gravité) est inclus dans la zone d'impact ou dont les frontières présentent une intersection avec la zone (méthode de *polygon intersection*). Comme une partie de ces unités peut être située en dehors de la zone, la population soumise au risque est alors surestimée. Enfin, on peut estimer la population de la zone en la rapportant à la proportion de la surface de chaque unité géographique contenue dans la zone (méthode de *areas interpolation*). Par exemple, si 40 % d'un Iris (cf. *supra*) est situé dans la zone d'impact, on suppose que 40 % de sa population réside dans la zone. Cette approche suppose que la population soit distribuée de façon homogène au sein des unités au niveau desquelles les données sont collectées (Perlin *et al.*, 1999 ; Harner *et al.*, 2002 ; Naphtali *et al.*, 2007). Mieux, Jerrett *et al.* (2001) ont estimé la population de la zone à partir de la proportion de logements situés dans la zone.

L'emploi de données relatives à des unités administratives (ville ou département) peut aussi se justifier car ces unités approuvent et contrôlent la localisation et l'inspection des sites dangereux et assurent la mise en œuvre des protections sanitaires. Dans cette logique, certains recommandent d'utiliser une unité géographique au niveau de la « communauté » ou du quartier, unités relativement homogènes dotées d'identités collectives et de relations socioéconomiques réelles entre habitants (Taquino *et al.*, 2002 ; Williams,

1999). En milieu urbain, ces quartiers peuvent être définis par un Iris ou autre regroupement d'îlots (Talih et Fricker, 2002). Cette approche permet de supposer que la population et les processus étudiés sont homogènes, ce qui peut faciliter l'interprétation des résultats. Mais il reste difficile d'établir formellement les frontières de quartiers.

Quand l'aire des unités varie, on peut corriger l'effet de la taille de l'unité en calculant la densité de sites ou de rejets toxiques par kilomètre carré (Daniels et Friedman, 1999). Ces différences de taille peuvent aussi être un avantage. Mitchell et Dorling (2003) ont comparé les *wards*⁽³⁾ anglais précisément parce qu'ils fournissent plus de détails en milieu urbain.

En ce qui concerne le choix du groupe de référence, on peut comparer la population d'une ville, d'un quartier ou d'une zone à risques à celle de l'ensemble des villes du territoire, de la région ou du département (par exemple, on peut comparer le niveau des revenus dans les villes où sont implantés des sites nucléaires à ceux de toutes les villes du territoire ou de la région). On peut aussi comparer les quartiers où sont implantés des sites dangereux aux quartiers de la même ville, qui participent d'une même économie et auraient donc pu recevoir ces sites. Been (1995) a comparé les populations des *tracts* où sont localisés des sites polluants aux populations de ceux qui étaient dépourvus de tels sites dans la même conurbation. Liu (1997) a quant à lui comparé les *tracts* équipés d'usines de traitement des déchets à des *tracts* de la même ville sélectionnés pour leurs caractéristiques similaires.

II. Éléments analytiques

Certaines analyses sur la justice environnementale s'appuient sur des comparaisons visuelles et des tests statistiques simples. D'autres utilisent des régressions multiples, parfois multiniveau, et des analyses spatiales (Buzzelli *et al.*, 2003 ; Laurian, 2008). Cette section présente les outils analytiques préconisés dans ce domaine de recherche.

1. Analyse descriptive

L'association des données sociales et environnementales se fait à l'aide de Systèmes d'Information Géographique (SIG). Une lecture descriptive de cartes permet d'identifier les zones les plus polluées, et une connaissance de l'histoire de la région permet en général de discerner les types de pollutions et leurs sources (industries minières et métallurgiques dans le Nord de la France par exemple, zones industrielles à l'abord des grandes métropoles).

En ce qui concerne la composition socioéconomique des populations, les variables considérées dans les analyses sont en général l'âge, les niveaux d'instruction et de revenus, le taux de chômage, la proportion de cadres ou d'ouvriers,

(3) Au Royaume-Uni, les *wards* électoraux constituent la plus petite unité géographique administrative.

le taux d'accès à la propriété, le coût de l'immobilier et l'ancienneté du parc de logements. Les études sur les discriminations potentielles s'intéressent à la composition de la population. Aux États-Unis, l'attention se porte sur les minorités ethniques hispanique, noire ou indienne. En Europe, on s'intéresse à la proportion d'immigrants et en particulier à l'immigration récente. Les caractéristiques du territoire liées à la pollution peuvent aussi être importantes, comme la densité, la localisation en zone industrielle, la prépondérance de l'industrie dans l'emploi local, et la présence d'axes de transports routiers (Been, 1995 ; Boer *et al.*, 1997 ; Jerrett *et al.*, 2001 ; Kumar, 2002).

Dans les pays à forte ségrégation spatiale, comme les États-Unis, il est possible de distinguer entre classes sociales et minorités ethniques. En Europe, cela n'est pas toujours possible compte tenu de la forte corrélation entre minorités ethniques et appartenance aux classes sociales défavorisées. En France, où les minorités ethniques ne constituent pas une catégorie statistique, il est difficile de quantifier ces différences. Si la proportion d'immigrés (personnes de nationalité étrangère ou nées à l'étranger) peut servir d'indicateur des populations potentiellement soumises aux discriminations, les originaires d'Europe peuvent y être moins soumis que ceux d'Afrique ou du Moyen-Orient.

Les associations entre pollution et caractéristiques sociales peuvent être mises en évidence à l'aide de tests statistiques standardisés ou de corrélations. On peut comparer les communes ou quartiers selon qu'ils comptent ou non des sites pollués et déterminer si les proportions d'ouvriers qui y vivent ou leurs revenus moyens sont statistiquement différents. La première génération d'études sur la justice environnementale, effectuées au cours des années 1980, se fonde sur ce type d'analyse. Cette analyse descriptive est nécessaire mais présente deux limitations. Elle ne permet pas de contrôler les effets propres de certaines variables (les immigrés peuvent être surreprésentés dans les quartiers pollués parce que ce sont aussi les quartiers industriels). Seule une analyse multivariée peut montrer si, compte tenu du taux d'industrialisation, les populations immigrées sont davantage soumises aux risques environnementaux que les autres. Cette approche ne permet toutefois pas d'identifier les processus socioéconomiques qui ont donné lieu aux inégalités observées.

2. Analyse multivariée

L'utilisation de modèles multivariés permet d'identifier les effets spécifiques de variables socioéconomiques sur les probabilités de différentes populations d'être soumises aux risques environnementaux. Cook et Weisberg (1999) ont ainsi utilisé des régressions pour identifier les facteurs associés aux risques, sans inférence causale. Leurs résultats indiquent que le niveau de pauvreté, indépendamment du niveau d'industrialisation du territoire, est positivement et significativement associé à de hauts niveaux de pollution (voir aussi Jerrett *et al.*, 2001 ; Laurian, 2008).

L'analyse logistique doit être mise en œuvre si la variable dépendante est la présence ou l'absence de sites (Boer *et al.*, 1997 ; Laurian, 2008). Les régressions de Poisson sont utilisées pour les événements rares, comme le nombre de sites ou les cas de cancers. Carlin et Xia (1999) recourent aussi à des régressions de Poisson pour tenir compte d'effets à long terme (les décès par cancer attribuables aux rejets toxiques). Daniels et Friedman (1999) utilisent un système d'équations à deux niveaux pour analyser les rejets dangereux au niveau du comté aux États-Unis. Une première équation logistique modélise la présence ou l'absence de rejets toxiques (beaucoup de comtés n'enregistrent pas de rejets). Un deuxième modèle estime le niveau des rejets, quand ils existent, par la méthode des moindres carrés ; il fournit le logarithme de la masse des rejets (parce que les rejets sont asymétriques) exprimés en kilos par kilomètres carrés (pour tenir compte des variations des aires des comtés). La plupart des modèles développés à ce jour s'appuient sur la méthode du maximum de vraisemblance. Ils peuvent toutefois nécessiter des hypothèses fortes et poser des problèmes d'estimation (si le nombre de sites ou de cancers est faible ou si quelques cas extrêmes biaisent l'estimation). Certains utilisent alors des modèles bayésiens, pratique qui se généralise dans l'analyse épidémiologique (Carlin et Xia, 1999 ; Dunson, 2001).

3. Analyse spatiale

Les phénomènes environnementaux sont de nature spatiale. Des communes voisines ne sont pas des unités indépendantes, mais participent d'une même économie locale. Ainsi, la probabilité qu'une commune compte un ou plusieurs sites polluants n'est pas indépendante de la probabilité qu'une commune voisine en ait aussi. Les résidus ne sont donc pas toujours indépendants géographiquement, et ils peuvent être inégalement dispersés (source potentielle d'hétéroscédasticité). L'analyse spatiale est donc recommandée pour l'analyse des inégalités environnementales (Bowen, 2002). Le modèle à terme d'erreur spatial s'écrit :

$$Y = X\beta + \varepsilon, \text{ avec } \varepsilon = \lambda W + \mu$$

où λ est le coefficient autorégressif spatial, μ est l'erreur non corrélée, et W est la matrice de contiguïté qui décrit la proximité entre les observations. Les zones voisines peuvent être définies par contiguïté de rang 1 (zones partageant une frontière ou un point frontalier) ou de rang supérieur. L'indice I de Moran teste l'hypothèse d'absence de corrélation spatiale $H_0 : \lambda = 0$.

Le degré d'autocorrélation spatiale peut invalider les estimations standardisées car il augmente les risques d'erreur de type II⁽⁴⁾ (Odland, 1988). Si les effets spatiaux sont significatifs, on devra utiliser une modélisation spatiale (Anselin, 1992 ; Anselin et Griffith, 1988). Les diagnostics d'autocorrélation spatiale, le I de Moran (indicateur du degré d'agglomération des zones où sont

(4) L'erreur de type II est la probabilité de ne pas rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est fausse.

présents des sites pollués) et le multiplicateur de Lagrange sont d'abord calculés sur les résidus du modèle de régression sans effet spatial. L'hétéroscédasticité est testée avec le test de Breusch-Pagan. Quand la corrélation spatiale est significative, on reconduit l'analyse en intégrant le coefficient autorégressif spatial λ parmi les variables exogènes (*Spatial AutoRegressive model*, ou SAR)⁽⁵⁾. L'hétéroscédasticité ne peut être corrigée, mais elle ne biaise pas systématiquement les résultats. Jerrett *et al.* (2001) ont montré l'importance de tenir compte de l'autocorrélation spatiale des données et Laurian (2008) observe une autocorrélation spatiale positive et significative dans la distribution des sites pollués en France au niveau de la commune.

4. Analyse temporelle et spatio-temporelle

Les analyses transversales permettent de déterminer si, à un moment donné, certaines populations sont plus exposées que d'autres aux risques environnementaux. Les causes de ces inégalités ne peuvent être identifiées qu'au moyen d'analyses longitudinales du développement industriel urbain et périurbain, de l'évolution de la structure sociale des populations, des contraintes des populations défavorisées en matière d'emploi et de logement, et des décisions des industriels et des pouvoirs publics en matière d'implantation de sites dangereux et de contrôle des pollutions.

Analyser ces mécanismes nécessite de combiner des analyses longitudinales aux analyses spatiales. L'un des débats sur les inégalités en matière d'environnement porte sur la chronologie entre concentration de populations défavorisées et localisation de sites polluants : les sites ont-ils été localisés dans des quartiers ou régions défavorisés au préalable, ou certaines populations tendent-elles à se concentrer près de ces sites, à la recherche d'emplois industriels ou de logements bon marché ? De nombreux chercheurs ont comparé les caractéristiques des populations des quartiers où sont présents des sites polluants *avant* et *après* l'implantation de ces sites, et ils ont comparé les changements sociodémographiques de ces quartiers à ceux observés dans des quartiers dépourvus de tels sites (Mitchell *et al.*, 1999 ; Been et Gupta, 1997 ; Liu, 1997 ; Oakes *et al.*, 1996 ; Been, 1994).

Des systèmes d'équations multiples peuvent aussi rendre compte de ces dynamiques socioéconomiques. Pastor *et al.* (2001) ont modélisé simultanément la localisation de sites polluants, les marchés du logement et les migrations internes. Talih et Fricker (2002) ont développé un système de représentation graphique pour représenter les évolutions sociodémographiques de quartiers affectés par les risques environnementaux. Carlin et Xia (1999) ont proposé une méthode d'analyse spatio-temporelle des inégalités qui permet de tenir compte des autocorrélations spatiales et temporelles de certains taux de cancers. Ils combinent un modèle bayésien adapté aux petites populations et aux phénomènes rares et un modèle hiérarchique pour tenir compte des différents niveaux d'erreur

(5) Le logiciel GeoDa 0.9.5-i permet les régressions spatiales sur de grandes bases de données.

liés aux bases de données complexes. Ils obtiennent des estimations stables des taux de morbidité en utilisant la méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov et intègrent un lissage spatial conditionnel autorégressif (CAR) à la modélisation de la concentration spatiale des risques.

III. Données sur les sites dangereux en France

Des données sur les sites pollués ou présentant des risques pour l'environnement sont aujourd'hui disponibles en France grâce aux textes législatifs et réglementaires européens et français. La Convention d'Aarhus, entrée en vigueur dans le droit français en octobre 2002, spécifie le droit des citoyens à l'information (UNECE, 1999). Les installations présentant des risques (pollution, risques d'explosion, rejets toxiques), identifiées au moyen des règlements sur les installations classées⁽⁶⁾, incluent les usines, ateliers, entreprises, élevages et installations de traitement des déchets. La France métropolitaine compte près de 500 000 installations classées soumises à déclaration et 63 000 soumises à autorisation (relevant d'une procédure administrative plus lourde). Ces installations appartiennent en majorité aux secteurs de la chimie, de la raffinerie de pétrole, des élevages et abattoirs, des carrières et incinérateurs.

Pour les sites en activité, la directive européenne Seveso⁽⁷⁾ porte sur la prévention des risques en cas d'accident industriel et concerne les sites contenant des matières dangereuses, toxiques ou inflammables (surtout dans les secteurs de la chimie, pétrochimie, pyrotechnie, et des usines de gaz). La base de données Seveso, disponible auprès du ministère chargé de l'Écologie⁽⁸⁾, contient près de 1 100 sites. Les sites pollués par des actions ou rejets *passés* sont regroupés dans la base de données Basol, également gérée par le ministère chargé de l'Écologie. Elle contient près de 3 700 sites « pollués ou potentiellement pollués appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif » (Medd, 2006) et « dont le sol, le sous-sol ou les eaux souterraines ont été pollués par d'anciens dépôts de déchets ou l'infiltration de substances polluantes, cette pollution étant susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement » (Medd, 1994). La pollution provient surtout d'anciennes décharges, de fuites et d'épandage de produits chimiques sur d'anciennes installations industrielles : usines à gaz, garages, pressings, stations service, usines chimiques.

La base de données sur les 130 usines d'incinération d'ordures ménagères est aussi gérée par le ministère chargé de l'Écologie. Électricité de France (EDF) fournit

(6) Loi n° 76.663 du 19 juillet 1976.

(7) Seveso 2 (1996) est entrée en vigueur dans le droit français avec l'arrêté du 10 mai 2000 « relatif à la prévention des accidents majeurs... ». Cette directive exclut les sites militaires, les matières radioactives, les pipelines, les mines, carrières, décharges et incinérateurs.

(8) L'intitulé exact de ses attributions s'est enrichi au fil du temps avec l'élargissement de ses compétences. Depuis mars 2008, il se dénomme ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (Meeddat).

les données sur les 24 sites nucléaires (réacteurs et retraitement des déchets radioactifs) qui présentent des risques très élevés en cas d'accident – dont la probabilité est inconnue.

Il existe 350 installations de stockage des déchets (décharges autorisées) et 880 décharges non autorisées en exploitation. Les impacts sanitaires des décharges varient avec les substances stockées et les technologies utilisées pour éviter l'échappement des substances toxiques. Les bases de données sont disponibles auprès du ministère chargé de l'Écologie. Enfin, les 3 500 déchetteries et les 450 sites de compostage d'ordures ménagères exposent à des risques sanitaires minimes mais peuvent engendrer des pollutions atmosphériques locales. Les données sur ces sites sont fournies par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe)⁽⁹⁾.

En France, la commune est le plus petit niveau d'agrégation auquel la localisation d'un grand nombre de ces sites est connue. La commune ne reflète pas la population réellement soumise aux risques sanitaires car la pollution d'un site peut n'affecter que la population vivant dans un rayon de quelques centaines de mètres ou affecter la population d'une commune voisine. Néanmoins, les communes françaises sont de petite taille (les 36 565 communes de France métropolitaine ont une superficie moyenne de 14,9 km², la médiane étant de 10,7 km²), ce qui peut justifier des analyses au niveau communal⁽¹⁰⁾.

Le tableau 1 retrace le nombre de sites pollués et polluants en France, et le nombre de communes affectées⁽¹¹⁾. Les 1 100 sites Seveso sont répartis sur 737 communes et les 3 700 sites Basol sur 1 990 communes, certaines communes cumulant la présence de plusieurs sites. Au total, 39 % des communes françaises (14 118) comptent au moins un de ces sites. Un quart des communes ont exactement un site (9 324), 8 % en ont deux (2 993), 5 % (1 801) en ont trois ou plus, et quatre communes comptent plus de 30 sites sur leur territoire (Toulouse, Roubaix, Strasbourg et Gennevilliers avec 42 sites, le maximum observé).

Les régions de France ne sont pas toutes également concernées par l'implantation de sites polluants (tableau 2). La région Rhône-Alpes compte cinq sites nucléaires, le Centre quatre, et la Champagne-Ardenne trois. Les sites Seveso sont présents dans 5 % des communes d'Île-de-France (pour un total de 64 communes) et 4 % des communes de Provence - Alpes - Côte d'Azur (38 communes).

(9) Outre les sites pollués, on dispose des données suivantes : (1) l'Ademe collecte les données sur la qualité de l'air ; (2) les données sur la qualité de l'eau sont disponibles dans le Système d'information sur l'eau du Service d'administration nationale des données et des référentiels sur l'eau (Sandre) ; (3) les rejets polluants sont enregistrés dans le Registre des émissions polluantes (iREP) et disponibles auprès du ministère chargé de l'Écologie depuis 2004 (iREP, 2006). L'iREP inclut les rejets d'environ 100 polluants émis dans l'eau, 50 polluants émis dans l'air et 400 types de déchets émis dans le sol ; (4) l'Institut français de l'environnement (Ifen) regroupe des données sur la qualité de l'environnement et sur l'occupation des sols (dans la base Corine Land Cover).

(10) La France constitue un cas particulier. Les communes allemandes, italiennes, espagnoles et belges ont une superficie moyenne de 15 km², 22 km², 35 km² et 40 km² respectivement.

(11) On a combiné les bases de données sur la population et les sites pollués en utilisant le code Insee de la commune.

Tableau 1. Nombre total de sites pollués et polluants et de communes concernées en France métropolitaine en 2006

	Nombre de sites	Nombre de communes concernées (avec au moins 1 site)
Incinérateurs	130	128
Sites nucléaires	24	24
Décharges autorisées	350	345
Décharges non autorisées	880	799
Sites de compostage	450	427
Sites Seveso ^(a)	1 100	737
Sites Basol ^(b)	3 700	1 990
Déchetteries	3 555	3 408

^(a) Sites contenant des matières dangereuses, toxiques ou inflammables.
^(b) Sites pollués par des actions ou rejets passés et appelant une action des pouvoirs publics.

Sources : Ministère de l'Écologie et du Développement durable ; EDF ; Ademe.

Tableau 2. Distribution des sites pollués et polluants par région en 2006

Région	Nombre de communes	Nombre de sites nucléaires	Proportion (%) de communes avec :		
			Sites Seveso	Sites Basol	Décharges non autorisées
Alsace	903	1	2,9	12,9	0,2
Aquitaine	2 292	1	1,7	4,8	3,1
Auvergne	1 310	0	1,2	3,0	9,4
Basse-Normandie	1 814	2	1,2	2,5	0,0
Bourgogne	2 045	0	1,3	2,5	0,2
Bretagne	1 268	1	2,2	3,2	0,8
Centre	1 842	4	2,8	4,8	1,2
Champagne-Ardenne	1 945	3	1,5	4,9	0,7
Corse	360	0	0,8	1,4	15,3
Franche-Comté	1 786	0	0,8	3,4	0,6
Haute-Normandie	1 420	2	2,7	6,0	0,9
Île-de-France	1 281	0	5,0	15,0	1,3
Languedoc-Roussillon	1 545	1	1,1	3,6	6,3
Limousin	747	0	0,9	3,1	0,7
Lorraine	2 337	1	1,2	6,5	1,0
Midi-Pyrénées	3 020	1	1,1	3,2	4,9
Nord - Pas-de-Calais	1 547	1	3,8	14,0	1,1
Pays de la Loire	1 504	0	2,5	4,1	0,7
Picardie	2 292	0	1,6	4,6	0,7
Poitou-Charentes	1 465	1	2,9	2,6	0,0
Provence - Alpes - Côte d'Azur	963	0	4,0	6,9	10,5
Rhône-Alpes	2 879	5	3,0	8,6	1,4

Sources : Ministère de l'Écologie et du Développement durable ; EDF ; Ademe.

Les sites Basol sont aussi concentrés dans les zones traditionnellement les plus industrialisées, concernant jusqu'à 15 % des communes d'Île-de-France (192 communes), 14 % des communes du Nord - Pas-de-Calais (216 communes), 13 % des communes alsaciennes (116 communes) et 6 % à 9 % des communes de Lorraine (152 communes), Haute-Normandie (85), Provence - Alpes - Côte d'Azur (66) et de Rhône-Alpes (248 communes). Les décharges non autorisées mais toujours en exploitation sont particulièrement fréquentes en Corse (15 % des communes), en Provence - Alpes - Côte d'Azur (10 %) et en Auvergne (9 %).

Conclusion

Alors que les inégalités environnementales ont fait l'objet d'un examen dans de nombreux pays industrialisés d'Amérique du Nord et d'Europe, cet article propose une revue des questions méthodologiques et analytiques, destinée à faire bénéficier les études françaises de l'expérience acquise par les travaux internationaux récents.

Les données sur la pollution et les sites générateurs de risques pour l'environnement et la santé sont maintenant disponibles en France, et ouvrent un nouveau domaine de recherche en sociologie et en démographie. Les recherches portant sur les inégalités sociales en matière d'environnement sont encore récentes en Europe et très limitées en France (Laurian, 2008). Il faudra notamment explorer les inégalités sociales potentielles, identifier les causes des inégalités observées, analyser l'exposition des populations aux pollutions et estimer les impacts sanitaires de la pollution.

Les travaux sur la distribution des risques environnementaux nécessiteront des choix méthodologiques et analytiques difficiles. Les chercheurs devront en particulier porter attention au choix des indicateurs de risque et à la définition des populations soumises à ces risques. Ils devront aussi déterminer l'unité géographique pertinente, compte tenu de la dimension spatio-temporelle des données.

Remerciements. Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet phare « Inégalités devant la maladie et la mort » de l'unité de recherche Mortalité, Santé, Épidémiologie de l'Institut national d'études démographiques. Je tiens tout particulièrement à remercier France Meslé et Jacques Véron, chercheurs à l'Ined, ainsi qu'Amandine Weber qui m'a assistée dans le regroupement des données. Je remercie aussi les personnels de l'Institut français de l'environnement, de l'Agence de la maîtrise de l'énergie et du ministère de l'Écologie et du Développement durable qui m'ont fourni les données sur l'environnement.



RÉFÉRENCES

- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY), 2005, *Public Health Statements*, <http://www.atsdr.cdc.gov/phshome.html>
- ALLSOPP M., COSTNER P., JOHNSTON P., 2001, *Incineration and Human Health, State of Knowledge of the Impacts of Waste Incinerators on Human Health*, Greenpeace Research Laboratories, University of Exeter, UK.
- ANSELIN L., 1992, « Space and applied econometrics: Introduction », *Regional Science and Urban Economics*, 22(3), p. 307-316.
- ANSELIN L., GRIFFITH D. A., 1988, « Do spatial effects really matter in regression analysis ? », *Papers of the Regional Science Association*, 65, p. 11-34.
- AUBERT C., 2006, *Espérance de vie, la fin des illusions*, Mens, Terre vivante (coll. Écologie-Société), 160 p.
- BEEN V., 1994, « Locally undesirable land uses in minority neighborhoods: Disproportionate siting or market dynamics ? », *Yale Law Review*, 103, p. 1383-1422.
- BEEN V., 1995, « Analyzing evidence of environmental justice », *Journal of Land Use Environmental Law*, 11, p. 1-37.
- BEEN V., GUPTA F., 1997, « Coming to the nuisance or going to the barrios ? A longitudinal analysis of environmental justice claims », *Ecology Law Quarterly*, 24, p. 1-56.
- BÉLIER S., 2002, « France country report », in Sadeleer N. (de), Roller G., Dross M., *Access to Justice in Environmental Matters*, ENV.A.3/ETU/2002/0030 Final Report, <http://www.ucastverejnosti.cz/dokumenty/studie-aarhus-zeme-eu.pdf>
- BOER J. T., PASTOR M. JR, SADD J.L., SNYDER L. D., 1997, « Is there environmental racism ? The demographics of hazardous waste in Los Angeles county », *Social Science Quarterly*, 78 (4), p. 793-810.
- BOWEN W. M., SALLING M. J., HAYNES K. E., CYRAN E. J., 1995, « Toward environmental justice: Spatial equity in Ohio and Cleveland », *Annals of the Association of American Geographers*, 85, p. 641-663.
- BOWEN W., 2002, « An analytical review of environmental justice research: What do we really know ? », *Environmental Management*, 29(1), p. 3-15.
- BRAINARD J. S., JONES A. P., BATEMAN I. J., LOVETT A. A., FALLON P. J., 2002, « Modelling environmental equity: Access to air quality in Birmingham, England », *Environment and Planning A*, 34, p. 695-716.
- BUZZELLI M., JERRETT M., BURNETT R., FINKLESTEIN N., 2003, « Spatiotemporal perspectives on air pollution and environmental justice in Hamilton, Canada, 1985-1996 », *Annals of the Association of American Geographers*, 93(3), p. 557-573.
- CARLIN B. P., XIA H., 1999, « Assessing environmental justice using bayesian hierarchical models: Two case studies », *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9(1), p. 66-78.
- CHAKRABORTY J., ARMSTRONG M. P., 1997, « Exploring the use of buffer analysis for the identification of impacted areas in environmental equity assessment », *Cartography and Geographic Information Systems*, 24, p. 145-158.
- COOK R., WEISBERG S., 1999, *Applied Regression Including Computing and Graphics*, New York, John Wiley.

- CUTTER S., HODGSON M.E., DOW K., 2001, « Subsidized inequities: The spatial patterning of environmental risks and federally assisted housing », *Urban Geography*, 22(1), p. 29-53.
- CUTTER S., HOLM D., CLARK L., 1996, « The role of geographic scale in monitoring environmental justice », *Risk Analysis*, 16, p. 517-526.
- DANIELS G., FRIEDMAN S., 1999, « Spatial inequality and the distribution of industrial toxic releases: Evidence from the 1990 TRI », *Social Science Quarterly*, 80(2), p. 244-262.
- DOH (DEPARTMENT OF HEALTH), 1998, *Quantification of the Health Effects of Air Pollution in the United Kingdom*, Department of Health, Committee on the Medical Effects of Air Pollution, The Stationery Office, London.
- DESPANQUES G., 1993, « L'inégalité sociale devant la mort », in *Données Sociales. La société française*, Paris, Insee, p. 251-258.
- DOBSON A., 1998, *Justice and the Environment*, Oxford, Oxford University Press.
- DOLK H., VRIJHEID M. *et al.*, 1998, « Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: The EUROHAZCON study », *Lancet*, 352, p. 423-427.
- DUNSON D. B., 2001, « Commentary: Practical advantages of bayesian analysis of epidemiologic data », *American Journal of Epidemiology*, 153(12), p. 1222-1226.
- EARICKSON R. J., BILICK I. H., 1988, « The areas association of urban air pollutants and residential characteristics: Louisville and Detroit », *Applied Geography*, 8, p. 5-23.
- ELLIOTT P., BRIGGS D., MORRIS S., DE HOOGH C., HURT C., KOLD JENSEN T., MAITLAND I., RICHARDSON S., WAKEFIELD J., JARUP L., 2001, « Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites », *British Medical Journal*, 323, p. 363-368.
- FISCHBEIN A., 1992, « Occupational and environmental lead exposure », in Rom W. N. (éd.), *Environmental and Occupational Medicine*, Boston, Little Brown, p. 735-758.
- FOX M., GROOPMAN J., BURKE T., 2002, « Evaluating cumulative risk assessment for environmental justice: A community case study », *Environmental Health Perspectives*, 110 (suppl. 2), p. 203-209.
- GLICKMAN T., 1994, « Measuring environmental equity with geographical information systems », *Urban Affairs Quarterly*, 30, p. 285-297.
- GLICKMAN T., HERSH R., 1995, « Evaluating environmental equity: The impact of industrial hazards on selected social groups in Allegheny County, Pennsylvania », Discussion paper 95013, Washington DC, Resources for the Future.
- HARNER J., WARNER K., PIERCE J., HUBER T., 2002, « Urban environmental justice indices », *The Professional Geographer*, 54(3), p. 318-331.
- HERTZMAN C., 1995, *Environment and Health in Central and Eastern Europe*, Washington DC, World Bank.
- IREP (Registre français des émissions polluantes sur internet), 2006, Direction de la prévention des pollutions et des risques du ministère de l'Écologie et du Développement durable, <http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>.
- JERRETT M., BURNETT R., KANAROGLOU P., EYLES J., FINKELSTEIN N., GIOVIS C., BROOKS J., 2001, « A GIS-environmental justice analysis of particulate air-pollution in Hamilton, Canada », *Environment and Planning A*, 33, p. 955-973.
- KUMAR C., 2002, « GIS methods for screening potential environmental justice areas in New England », Master in City Planning at the Massachusetts Institute of Technology, juin 2002.
- LAURIAN L. A., 2008, « Environmental justice in France », *Environmental Planning and Management*, 51(1), p. 55-79.
- LAVELLE M., COYLE M., 1992, « Unequal protection : Racial divide in environmental law », *The National Law Journal*, 15, p. S1-S12.

- LECLERC A., FASSIN D., GRANDJEAN H., KAMINSKI M., LANG T. (éd.), 2000, *Les inégalités sociales de santé*, Paris, Inserm/La Découverte (coll. Recherches), 448 p.
- LIU F., 1997, « Dynamics and causation of environmental equity, locally unwanted land uses, and neighborhood changes », *Environmental Management*, 21, p. 643-656.
- LYNCH M. J., STRETESKY P.B., BURNS R. G., 2004, « Determinants of environmental law violation fines against petroleum refineries : Race, ethnicity, income and aggregation effects », *Society and Natural Resources*, 28, p. 343-357.
- MCLEOD H., LANGFORD I. H., JONES A.P., STEDMAN J. R., DAY J. R., LORENZONI I., BATEMAN I. J., 2000, « The relationship between socio-economic indicators and air pollution in England and Wales: Implications for environmental justice », *Regional Environmental Change*, 1(2), p. 78-85.
- MESRINE A., 1999, « Les différences de mortalité par milieu social restent fortes », *Données sociales. La société française*, Paris, Insee, p. 228-235.
- MEDD (Ministère de l'Écologie et du Développement durable), 1994, Recensement des sites et sols pollués.
- MEDD (Ministère de l'Écologie et du Développement durable), 2006, *Pollution des sols*, <http://basol.environnement.gouv.fr/>.
- MEDD (Ministère de l'Écologie et du Développement durable), 2007a, *Installations classées, prévention de la pollution des sols – Gestion des sols pollués*, Circulaire du 8 février 2007 adressée aux préfets, <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/ReglementationCirculaire.html>, consulté en juillet 2007.
- MEDAD (Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement durables), 2007b, *Santé et environnement*, http://www.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=230, consulté en juillet 2007.
- MITCHELL G., DORLING D., 2003, « An environmental justice analysis of British air quality », *Environment and Planning A*, 35, p. 909-929.
- MITCHELL G., THOMAS D., CUTTER S., 1999, « Dumping in Dixie revisited : The evolution of environmental injustice in South Carolina », *Social Science Quarterly*, 80, p. 229-243.
- MORELLO-FROSCH R., PASTOR M., SADD J., 2001, « Environmental justice and Southern California's riskscape : The distribution of air toxics exposures and health risks among diverse communities », *Urban Affairs Review*, 36(4), p. 551-578.
- NAPHTALI Z. S., RESTREPO C.E., ZIMMERMAN R., 2007, « Using GIS to examine environmental injustice in the South Bronx. The case of waste transfer stations », *Connect: Information Technology at New York University*, Spring/summer, p. 23-28.
- OAKES J. M., ANDERTON D. L., ANDERSON A. B., 1996, « A longitudinal analysis of environmental equity in communities with hazardous waste facilities », *Social Science Research*, 25, p. 125-148.
- ODLAND J., 1988, *Spatial Autocorrelation*, Newbury Park (CA), Sage Publications.
- OGÉ F., SIMON P., 2004, *Sites pollués en France : enquête sur un scandale sanitaire*, Paris, J'ai Lu (Librio Santé), 93 p.
- PASTOR M., SADD J., HIPPI J., 2001, « Which came first ? Toxic facilities, minority move-in, and environmental justice », *Journal of Urban Affairs*, 23(1), p. 1-21.
- PERLIN S., SEXTON K., WONG D., 1999, « An examination of race and poverty for populations living near industrial sources of air pollution », *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9(1), p. 29-48.
- SHEPPARD E., LEITNER H., MCMASTER R. B., TIAN H., 1999, « GIS-based measures of environmental equity: Exploring their sensitivity and significance », *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9, p. 18-28.

- SOSKOLNE C. L., PAGANO G., CIPOLLARO M., BEAUMONT J., GIORDANO G., 1989, « Epidemiologic and toxicologic evidence for chronic health effects and the underlying biologic mechanisms involved in sub-lethal exposures to acidic pollutants », *Archives of Environmental Health*, 44(3), p. 180-191.
- STEC S., 1998, « Access to justice in environmental matters », in *A Pan-European Assessment of Current Trends and Practices in Public Participation in Environmental Matters*, The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe Hungary, ProTertia.
- SZASZ A., MEUSER M., 1997, « Environmental inequalities: Literature review and proposals for new directions in research and theory », *Current Sociology*, 45(3), p. 100-120.
- TALIH M., FRICKER R., 2002, « Effects of neighborhood demographic shifts on findings of environmental injustice: A New York City case-study », *Journal of the Royal Statistical Society*, 165(2), p. 375-397.
- TAQUINO M., PARISI D., GILL D., 2002, « Unit of analysis and the environmental justice hypothesis: The case of industrial hog farms », *Social Science Quarterly*, 83(1), p. 298-316.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 1996, *Air quality criteria for particulate matter*, EPA/600/P-95/001cF, Washington DC, USEPA.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), 1999, *Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement*, Genève, Commission économique pour l'Europe des Nations unies.
- WILLIAMS R., 1999, « The contested terrain of environmental justice research: Community and unit of analysis », *Social Science Journal*, 36, p. 313-328.

LUCIE LAURIAN • LA DISTRIBUTION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX : MÉTHODES D'ANALYSE ET DONNÉES FRANÇAISES

Les risques sanitaires liés à l'environnement commencent à être reconnus en France. Le ministère chargé de l'Écologie et du Développement durable estime que 30 000 décès prématurés par an et 7 % à 20 % des cancers seraient liés à des facteurs environnementaux, comme les pollutions de sources diffuses (transports, utilisation de pesticides) et localisées (incinérateurs, décharges, sites industriels). Des inégalités sociales en matière d'exposition aux risques environnementaux ont été observées dans de nombreux pays industrialisés (États-Unis, Canada, Royaume-Uni, Pays-Bas, Allemagne). La question se pose donc aussi pour la France : sommes-nous égaux devant la pollution ou bien les populations les plus démunies sont-elles aussi les plus exposées ? Cet article présente un état des savoirs méthodologiques et analytiques sur la distribution sociale des risques environnementaux afin d'alimenter la recherche sur ce sujet en France.

LUCIE LAURIAN • THE DISTRIBUTION OF ENVIRONMENTAL RISKS. ANALYTICAL METHODS AND FRENCH DATA

The existence of environment-related health risks is now being acknowledged in France. According to estimates by the French Ministry of Ecology and Sustainable Development, 30,000 premature deaths per year and 7% to 20% of cancers may be linked to environmental factors such as diffuse source pollution (motor vehicles, pesticides) and point source pollution (incinerators, landfills, industrial facilities). Social inequalities in exposure to environmental risks have been observed in many industrialized countries (United States, Canada, United Kingdom, Netherlands, Germany). France is also directly concerned by this question: are we all equal in the face of pollution, or are the most disadvantaged populations also those with the highest exposure? This short paper reviews the current state of methodological and analytical knowledge on the social distribution of environmental risks with a view to stimulating further research on this issue in France.

LUCIE LAURIAN • LA DISTRIBUCIÓN DE LOS RIESGOS MEDIOAMBIENTALES : MÉTODOS DE ANÁLISIS Y DATOS FRANCESES

Los riesgos sanitarios vinculados con el medio ambiente comienzan a ser reconocidos en Francia. El ministerio encargado de Ecología y Desarrollo sostenible estima que 30 000 muertes prematuras por año y del 7 % al 20 % de los cánceres estarían vinculados con factores medioambientales como las contaminaciones de fuentes difusas (transportes, utilización de pesticidas) y localizadas (incineradores, descargas, sitios industriales). Se han observado desigualdades sociales en materia de exposición a los riesgos medioambientales en numerosos países industrializados (Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Países Bajos, Alemania). Por lo tanto la cuestión se plantea también para Francia : ¿ Somos iguales ante la contaminación o bien las poblaciones más necesitadas son también las más expuestas ? Esta nota presenta la situación de los conocimientos metodológicos y analíticos sobre la distribución social de los riesgos medioambientales con el fin de fomentar la investigación sobre este tema en Francia.

Lucie LAURIAN, Urban and Regional Planning, University of Iowa, 345 Jessup Hall, Iowa City, IA 52242, USA, tél : 1-319-353 2955, courriel : lucie-laurian@uiowa.edu