

JUSTICE ENVIRONNEMENTALE ET PERFORMANCE DES ENTREPRISES NOUVELLES PERSPECTIVES ET NOUVEAUX OUTILS

Michael Ash et James K. Boyce

University of Massachusetts, Amherst

Traduction : Éloi Laurent

Le but de cet article est de familiariser les publics académiques et gouvernementaux français et européens aux nouveaux instruments quantitatifs empiriques développés et utilisés aux États-Unis pour évaluer la performance environnementale des entreprises et éclairer les enjeux de justice environnementale qui y sont attachés. L'article commence par rappeler les principaux enseignements de la littérature sur la justice environnementale aux États-Unis, ses avancées et certaines de ses limites. Il présente ensuite des méthodes empiriques et des données très récentes sur la performance environnementale des secteurs industriels et des grandes entreprises américaines. Il insiste enfin sur le fait qu'un enjeu crucial pour de futures avancées dans ces domaines de recherche est la disponibilité de données codées géographiquement (ou géocodées) et l'application de méthodes intégratives visant à faciliter l'interprétation de ces données.

Mots-clés : justice environnementale, performance environnementale des entreprises, outils quantitatifs, États-Unis, Union européenne.

Le but de cet article est de familiariser les publics académiques et gouvernementaux français et européens aux nouveaux instruments quantitatifs empiriques développés et utilisés aux États-Unis pour évaluer la justice environnementale et la performance environnementale des entreprises. Cet article vise en particulier à décrire le propos de ces études, leur méthodologie (y compris les données et la modélisation qu'elles utilisent) et de livrer leurs résultats les plus récents. Certains des résultats présentés ici ont été précédemment publiés dans des supports grand public et électroniques tels que *Justice in the Air* (Ash *et al.*, 2009) et *The 2006 Toxic 100 Air Polluters* (Ash et Boyce, 2010) mais cet article rend pour la première fois publics les résultats de la version 2007 de l'étude *Toxic 100 Air Polluters*. On verra notamment qu'un enjeu crucial pour de futures avancées dans ces domaines de recherche est la disponibilité de données codées géographiquement (ou géocodées) et l'application de méthodes intégratives visant à faciliter l'interprétation de ces données.

Deux thèmes majeurs sont réunis dans la recherche sur la justice environnementale des entreprises. Le premier est l'injustice environnementale, ou la répartition inégale des aménités environnementales et des nuisances entre les différents groupes raciaux et ethniques et entre les différentes catégories de revenu. Le second est la performance environnementale des entreprises, c'est-à-dire l'examen de l'impact des entreprises sur l'environnement dans le but de développer l'investissement et la gestion socialement responsable des entreprises.

L'analyse de la justice environnementale aux États-Unis s'inspire d'un cadre à la fois théorique et empirique bien établi qui conduit, d'une part à constater l'exclusion sociale systématique et persistante dans le temps des Afro-américains, d'autre part à fournir de nouveaux schémas d'analyse qui mettent l'accent sur la croissance démographique des nouveaux groupes minoritaires et sur les changements qui interviennent dans l'organisation spatiale des activités résidentielle et commerciale. Le principe d'organisation commun aux deux cadres d'analyse est une approche

d'économie politique de l'environnement, qui fait porter l'attention sur les relations de pouvoir à l'œuvre dans le partage, ou non, des biens communs environnementaux.

Les frontières de la recherche dans le domaine de la justice environnementale touchent à l'étude des liens entre santé et éducation d'une part et accès aux aménités environnementales ou exposition aux nuisances de l'autre (Pastor *et al.*, 2003 et Currie et Schmieder, 2009). Les méthodes et les données dont il est question dans le présent article sont potentiellement applicables à ces sujets.

1. Le concept de justice environnementale

Le concept de justice environnementale a émergé de la critique de l'exclusion sociale et spatiale de long terme, autrement dit de la ségrégation dont les Afro-américains ont été les victimes aux États-Unis. Les conséquences environnementales de cette ségrégation omniprésente et persistante ont pour la première fois fait l'objet d'un repérage par plusieurs études au début des années 1980, soit trente-cinq ans environ après le développement du mouvement moderne des droits civiques et quelque quinze années après l'émergence du mouvement écologiste contemporain.

Celui-ci a mis en lumière l'importance des maux environnementaux créés par le processus de production et de consommation. Ces maux sont souvent, de par leur nature même, externalisés. Quand une société a décidé d'externaliser ces maux environnementaux, la dynamique d'économie politique va les localiser là où résident les groupes les plus vulnérables et les exclus. Boyce (2002) présente un schéma de cette économie politique des décisions environnementales, en analysant la manière dont les « gagnants environnementaux » sont en mesure d'exercer un pouvoir et d'imposer des décisions sur les « perdants environnementaux ».

La justice environnementale peut dès lors être définie en termes d'égalité d'accès à un environnement propre et sain ; la distribution équitable d'une gamme de biens environnementaux, tels que l'accès aux espaces verts, l'air pur, mais aussi les transports publics, fait l'objet de ce champ d'étude. L'injustice environnementale peut être à l'inverse définie comme l'inégal accès à cet environnement

propre et sain des différents groupes sociaux, définis sur la base de la race, de l'ethnie ou de la catégorie de revenu.

L'analyse formelle de la justice environnementale a commencé avec la réalisation et la publication d'études destinées à guider les politiques publiques américaines en matière de localisation des établissements de stockage et de traitement des déchets toxiques (ESTDT) dans le sud des États-Unis (*United Church of Christ 1987* et *US General Accounting Office, 1983*). Ces études ont révélé que ces ESTDT étaient situés dans des communautés constituées de manière disproportionnée par des pauvres et, en particulier, des Afro-américaines. Des recherches ultérieures menées par Bullard (1990) et Mohai et Bryant (1992) ont évalué de façon systématique et à des échelles plus larges cette répartition inéquitable des nuisances environnementales aux États-Unis.

Parce que la recherche en matière de justice environnementale s'est d'abord concentrée sur le problème de la localisation des ESTDT, les premières analyses ont porté en majorité sur l'évaluation de la coïncidence risque-établissement, en d'autres termes le fait de déterminer si les installations polluantes sont situées au sein ou à proximité des quartiers ou communes habités de manière disproportionnée par les populations cibles de la justice environnementale. Plus tard, la recherche s'est orientée vers la mise en lumière de l'importance de la « modélisation de panache » (Chakraborty et Armstrong, 1997 ; Mohai et Saha 2007 ; Bouwes *et al.*, 2003 ; Ash et Fetter 2004), qui examine la répartition de l'impact de la pollution plutôt que la seule répartition des sources de pollution.

Le courant académique de la justice environnementale s'est en outre révélé controversé, certaines études parvenant à établir des preuves d'exclusion fondée sur la classe sociale, mais pas sur la race (Anderton *et al.* 1994) tandis que d'autres (Morello-Frosch *et al.*, 2002 ; Pastor *et al.*, 2006 ; Mohai et Bryant 1992 et Ash et Fetter 2004) ont mis en évidence les deux formes d'exclusion. Des désaccords ont également émergé tant sur la réalité de l'exposition différentielle que sur les processus à l'œuvre. Szasz et Meuser (1997) et Bowen (2000) ont proposé tous deux une revue approfondie de la littérature et leurs interprétations divergentes de celle-ci fait office d'indication supplémentaire de la complexité et du caractère contentieux du sujet.

Toujours est-il que l'injustice environnementale peut être adoptée comme stratégie par des entreprises désireuses de réduire le coût d'élimination des maux liés à la production industrielle. Ces coûts peuvent être de nature monétaire et politique. Une autre interprétation de l'émergence des injustices environnementales concentre l'analyse sur l'échec de l'État à protéger tous les habitants de manière égale (Hird et Reese, 1998). L'injustice environnementale peut également résulter du fonctionnement « normal » du marché, les plus pauvres des citoyens étant économiquement attirés par des lieux où le prix des terrains et des logements a été déprimé par la contamination toxique de l'environnement.

Un volet important de la recherche en matière de justice environnementale a ainsi tenté de résoudre la question du « Qui vint en premier? ». Beaucoup d'attention a été accordée par les chercheurs à la chronologie de l'installation des habitants (Pastor *et al.*, 2001 et Wolverton, 2009), à l'intensité des risques (Sicotte et Swanson, 2007), et à la question de la proximité spatiale (Ash et Fetter, 2004 ; Mohai et Saha, 2007 ; Saha et Mohai, 2005). L'analyse longitudinale se révèle de première importance ici et peut, en principe, être mise en œuvre à l'aide des méthodes décrites dans le présent article. Cependant, on ne peut éluder la complexité des comparaisons inter-temporelles lorsque l'on considère l'évolution des règlements touchant aux classements publics des établissements, des industries et des produits chimiques. Les résultats présentés dans la suite de notre article sont exclusivement transversaux, mais avec l'accumulation de plus de vingt années de données dans le Toxics Release Inventory (TRI), les méthodes longitudinales deviendront de plus en plus pertinentes (nous discutons plus bas de certaines des difficultés rencontrées pour établir une base commune de référencement pour les établissements, les industries et les produits chimiques en vue de ces comparaisons intertemporelles).

L'importance croissante des nouvelles minorités ethniques, en particulier les Hispaniques, qui sont passés de moins de 5 % de la population américaine en 1970 à un peu plus de 15 % en 2010, a ouvert de nouvelles perspectives en matière d'expérience et d'analyse de l'injustice environnementale. Dans certaines régions métropolitaines, la ségrégation résidentielle des Hispaniques suit des schémas différents de celle des Afro-américains. Dans la région métropolitaine de Chicago, par exemple, où la population afro-

américaine est isolée dans un seul bandeau massif sur les côtés sud et ouest de la ville (la « Ceinture noire ») et pratiquement absente de nombreuses banlieues et de leur marge, les Hispaniques sont plus dispersés, mais sont localement ségrégués dans de nombreuses parties de la ville, les banlieues et les collectivités exurbaines (Koval *et al.*, 2006).

Bien que l'emploi sectoriel et l'exposition résidentielle ne soient pas identiques entre les deux communautés ethniques, ils possèdent les mêmes profils géographiques. Les Hispaniques sont surreprésentés dans le secteur manufacturier (ainsi que dans l'agriculture et le secteur de la construction, qui ne relèvent pas du *Toxics Release Inventory*), et les migrations hispaniques ont généralement suivi la transformation géographique de l'industrie manufacturière américaine (Parrado et Kandel, 2010 et Garcia, 2011).

Les Hispaniques ayant désormais supplanté les Afro-américains comme plus grande minorité ethnique aux États-Unis, de nombreux quartiers de la ville – en particulier à Los Angeles et ailleurs en Californie – d'anciennement Afro-américains, sont devenus hispaniques. Pastor *et al.* (2001) identifient ces lieux de « barattage ethnique » comme particulièrement exposés à l'injustice environnementale. Ash et Fetter ont montré que les Noirs américains ont tendance à vivre à la fois dans des villes plus polluées et dans des quartiers plus pollués au sein des villes. Les Hispaniques vivent en moyenne dans des villes moins polluées, principalement dans les régions moins industrielles de l'ouest et du sud-ouest, mais ils ont systématiquement tendance à vivre dans des zones plus polluées au sein des villes, ce qui est cohérent avec le constat de la ségrégation locale.

2. « Droit de savoir » et performances environnementales des entreprises

À peu près au même moment qu'émergeait la préoccupation de justice environnementale, la Environmental Protection Agency (EPA) mettait en place le *Toxics Release Inventory* (TRI), première traduction du *Pollutant Release and Transfer Registry* (PRTP). La loi créant le PRTP, unique au monde à l'époque, a 25 ans cette année : elle fut adoptée par le Congrès américain en 1986 dans le sillage du désastreux déversement de produits chimiques dans l'usine

américaine de Union Carbide (plus tard acquise par Dow Chemical), en 1984, à Bhopal, en Inde, par l'*Emergency Planning and Community Right-to-Know Act* (EPCRA 1986). Les rapports relatifs à cette loi commencèrent à être publiés en 1987 et les données correspondantes sont considérées comme de qualité suffisante à compter de 1988.

Une importante ligne directrice de l'analyse et de l'engagement citoyen prenant appui sur le TRI a trait aux performances environnementales des entreprises, avec ou sans attention portée aux inégalités et injustices environnementales. Une conception large de la responsabilité sociale des entreprises englobe à la fois l'investissement socialement responsable et la gestion socialement responsable. Dans le premier cas, les investisseurs socialement responsables refuseront leur capital aux entreprises dont les performances apparaissent mauvaises après usage d'un filtre permettant de trier les sociétés en fonction de leur participation à des activités indésirables, par exemple, des pratiques douteuses de marketing, différentes formes de pollution, une implication dans des contrats militaires, des violations du droit des travailleurs. Un tel exercice de filtrage peut augmenter le coût de financement des entreprises soumises à examen et décourager ainsi certaines de ces mauvaises pratiques. Dans la deuxième acception, les gestionnaires ou les investisseurs les plus actifs définissent, ciblent, et assurent le suivi d'une batterie d'indicateurs qui vont au-delà du seul bénéfice financier à court terme. L'objectif peut être d'améliorer l'image des entreprises pour attirer les consommateurs, les investisseurs, ou de nouveaux salariés, mais aussi d'améliorer les performances pour éviter de futures pénalités juridiques ou financières. Les données sur la performance des entreprises sont dans les deux cas essentielles.

La préoccupation à l'égard du « greenwashing » (« éco-blanchiment »), par lequel les entreprises tentent de projeter une image plus respectueuse de l'environnement que leurs pratiques véritables (Aldhous et McKenna, 2010), a encore accru cette demande de données précises sur la performance environnementale des entreprises.

Les États-Unis dépendent en outre fortement de la législation élaborée autour du droit de savoir, plutôt que, par exemple, la réglementation directe, dans la protection des citoyens contre la pollution toxique industrielle. L'approche par le droit de savoir

signifie que les entreprises ont obligation de faire rapport publiquement de leur pollution. Mais une fois ce rapport rédigé et publié, les citoyens, salariés, consommateurs, actionnaires et dirigeants sont laissés à eux-mêmes quant à la réponse à apporter au rapport. Le droit de savoir n'offre en d'autres termes aucune garantie au droit à l'air pur et à l'eau saine et il faut des institutions intermédiaires pour convertir le premier droit dans le second. Pour que l'approche par le droit de savoir ait la moindre chance d'améliorer la performance environnementale des entreprises, les différentes parties doivent avoir accès à l'information, la capacité de l'interpréter et la capacité et la motivation d'y réagir.

Certaines initiatives d'information sont privées et tenues secrètes, telles que les indicateurs environnementaux de Trucost, qui intègrent plusieurs centaines de critères de performance environnementale des entreprises, ou les filtres développés par Innovest pour l'investissement social responsable. D'autres démarches, comme celle entreprise par Goodguide.com, sont publiques et s'efforcent d'intégrer les données provenant de nombreux indices librement accessibles.

Le fait est que les États-Unis ont été témoins d'une réduction importante des émissions TRI résultant à la fois de la fermeture d'installations polluantes (à mesure que le pays a continué à subir un processus de désindustrialisation entamé dès avant 1970) et des améliorations (du « verdissement ») dans les procédés industriels en réponse aux pressions des défenseurs de l'environnement. La mise en œuvre des rapports publics TRI a eu un léger effet sur les rendements des titres boursiers des sociétés cotées, et cette pression peut avoir contribué au reflux de la pollution industrielle (Hamilton 1995). Au niveau de la direction des entreprises et avec l'aide des États, quelques signes de verdissement sont également apparus. Par exemple, l'État du Massachusetts a mis en œuvre le *Toxics Use Reduction Act*, qui prévoit une assistance technique pour les entreprises installées dans l'État en vue de réduire l'impact environnemental de leurs processus de production. Au plan national, le programme 33/50 a déterminé et dans une certaine mesure atteint des objectifs de réduction volontaire d'émissions d'un ensemble de produits chimiques hautement toxiques¹, bien que

1. Pour plus de détails, voir le site de l'EPA <http://www.epa.gov/oppt/ar95/opptch01.htm>

certaines analystes aient suggéré que tout ou partie de ces réductions auraient eu lieu de toute façon (Vidovic et Khanna, 2007 et Khanna, 2001) et que les objectifs ont été insuffisamment ambitieux, s'écartant peu dans les faits de la trajectoire « business-as-usual » (von Hagen, 2000). De même, l'analyse du « verdissement des entreprises » se révèle en l'état insuffisante pour déterminer par exemple si les entreprises ont réellement amélioré leur performance environnementale ou simplement opté pour d'autres pratiques industrielles reposant sur l'usage de produits chimiques non déclarés ou non réglementés.

À la lumière de ces lacunes, des études récentes ont tenté de fusionner l'analyse en termes de justice environnementale, dont l'objet est principalement les récepteurs des pollutions, avec celle des performances environnementales des entreprises, qui est pour sa part surtout fondée sur l'analyse des sources de pollution. Ash *et al.* (2009), Cendres et Boyce (2010), et Grant *et al.* (2010) ont ainsi initié un nouveau courant de recherche : la performance de justice environnementale des entreprises. Le caractère spatial de l'activité industrielle est au cœur du problème de l'exposition différentielle des citoyens aux toxiques industriels. L'interface avec l'appareil réglementaire public a aussi son importance, mais la localisation industrielle par rapport aux zones de peuplement est absolument centrale dans ce type d'analyse.

Un des éléments clé pour le développement de la recherche en matière de justice environnementale a été la grande disponibilité de données spatiales précises sur les établissements industriels et la répartition de la population. La recherche s'appuie également sur la disponibilité des données chimiques et toxicologiques. À cet égard, le retard américain est patent : la recherche s'appuie sur des indicateurs dépassés pour de nombreux produits chimiques et une absence de données quant à la grande majorité des produits chimiques utilisés dans les procédés industriels. Le manque de données est également criant sur les interactions possibles entre produits chimiques et impacts synergétiques sur la santé.

Du côté des données chimiques, le TRI comprend des indicateurs à la fois sur les rejets directs dans l'environnement par les établissements industriels et leurs efforts de traitement des déchets et sur les transferts de déchets à des installations hors site pour traitement ou stockage (les rejets dans l'environnement associés au

traitement des déchets et de leurs transferts doivent en revanche être estimés). Mais le TRI ne permet pas de rendre compte d'une « balance matérielle » complète, qui permettrait d'établir la comptabilité des produits chimiques toxiques contenus dans les produits, les déchets et les rejets.

Du côté des données relatives à la population, le recensement décennal de la population et du logement américains, qui est une obligation découlant de la Constitution des États-Unis, contient des données sur les caractéristiques démographiques, sociales et économiques pour des zones géographiquement très détaillées. Certaines données, y compris celles relatives à la race et l'ethnicité, sont disponibles au niveau des îlots de recensement, qui, en moyenne, sont d'un kilomètre carré et comporte 53 personnes (la superficie moyenne est sensiblement plus petite et le nombre de personnes sensiblement plus élevé dans les villes). On peut obtenir davantage de données, y compris sur le niveau et la répartition des revenus et de l'éducation des habitants, en s'appuyant sur les regroupements des îlots de recensement, qui sont des agrégations d'îlots de recensement contenant environ 1 500 personnes, et sur les secteurs de recensement, qui sont des agrégations de plusieurs regroupements d'îlots de recensement. Les données géographiquement les plus détaillées du recensement géographiquement ne forment pas des zones administratives, mais sont, en principe, conçues pour correspondre aux délimiteurs sociaux, économiques, démographiques ou géographiques. Ainsi, dans les villes, le regroupement d'îlots correspond *grosso modo* à la notion de quartier. Ces données sont accessibles au public, accompagnées d'identifiants géographiques (latitude et longitude d'un point mais aussi information spatiale complète pour une utilisation au moyen des systèmes d'information géographique). Ces données, leur disponibilité et leur géocodage, constituent désormais un élément clé de la recherche sur la distribution socioéconomique et géographique des aménités environnementales.

3. De nouveaux outils : les indicateurs de détection des risques environnementaux

Comme on l'a vu, l'intégration des outils de recherche a été un élément central de l'analyse de la justice environnementale aux

États-Unis. Ces outils dépendent avant tout des données sur les rejets industriels et sur la population, et sur l'aptitude des chercheurs à faire correspondre spatialement ces deux types de données. Le projet développé par l'EPA d'indicateurs de détection des risques environnementaux (Risk-Screening Environmental Indicators) est un outil majeur pour l'intégration des données relatives aux rejets toxiques des entreprises dans le but d'améliorer la compréhension de toutes les parties concernées (*Office of Pollution Prevention and Toxics 2004*).

Ce projet contient trois contributions importantes susceptibles d'accroître la valeur des données du TRI. Tout d'abord, il utilise un système de pondération de toxicité revu par les pairs qui attribue à chaque produit chimique dangereux une pondération (en livres), ce système permettant aux citoyens de comprendre l'importance pour la santé humaine de produits chimiques à la dénomination obscure. En effet, selon les bases de données utilisées par l'EPA dans la construction des indicateurs du modèle, les quelque 600 produits chimiques et groupes chimiques énumérés dans le TRI ont une toxicité variable pouvant aller jusqu'à neuf ordres de grandeur. La pondération de toxicité calculée pour chaque produit chimique est un nombre sans unité, mais proportionnel au niveau de risque toxicologique établi, tel que le risque de cancer dans le cas des substances cancérigènes et celui de dépassement du seuil de dangerosité pour les produits non-cancérigènes.

Deuxièmement, ces indicateurs de détection des risques environnementaux donnent une idée de la manière dont chaque produit chimique se propage à partir du point de rejet dans la zone environnante (« le sort et le transport »). En ce qui concerne la pollution atmosphérique, la modélisation de panache (*plume modeling*) a été utilisée pour examiner le sort et le transport des rejets industriels toxiques dans les zones alentours (ces modèles fournissent des estimations des concentration de produits chimiques toxiques). Dans le cas des indicateurs de détection des risques environnementaux, ces estimations sont faites à des intervalles de 810 m sur 810 m sur un rayon de 49 km autour de l'établissement. Le modèle de panache AERMOD utilisé pour ces indicateurs a été calibré avec des données de terrain et permet de rendre compte de différences d'exposition à ce niveau de détail, mais il est important

de garder à l'esprit que les micro-données géographiques de ces indicateurs sont estimées.

Enfin, ces indicateurs de détection rendent compte de la population touchée, en utilisant les données du recensement pour évaluer le nombre de personnes vivant dans les zones autour de l'établissement d'où émane la pollution.

Parmi les caractéristiques séduisantes de ces indicateurs figurent leur construction par des méthodes bien documentées qui ont subi un examen approfondi conduit par le Science Advisory Board, des panels d'experts extérieurs provenant des secteurs privé et académique en charge de « contrôler la qualité et la pertinence des informations scientifiques et techniques utilisées comme fondement pour la réglementation de l'EPA »². Ces indicateurs sont dès lors parmi les plus rigoureusement contrôlés en usage actuellement et peuvent se prévaloir de la légitimité du processus réglementaire fédéral.

Ces données intégrées permettent l'évaluation du risque individuel et du risque encouru par la population en matière de pollutions provenant des produits chimiques des établissements et des entreprises. Le risque individuel à un endroit donné peut être calculé en examinant la concentration estimée de la substance chimique toxique à l'emplacement dit et en pondérant cette concentration par la toxicité du produit. La toxicité pondérée par la concentration étant cumulative, le risque individuel résultant d'une exposition à des pollutions multiples est calculé en additionnant les risques individuels de chaque rejet.

La population à risque est calculée pour chaque zone de 810 m par 810 m en multipliant la toxicité pondérée par la population de chaque zone. La population à risque est ensuite ajustée selon les critères de l'EPA qui recense des « facteurs d'exposition par inhalation » permettant de rendre compte de l'absorption différentielle des polluants selon l'âge et le sexe. On peut alors additionner ces facteurs pour obtenir sur la durée du rejet une estimation des risques chroniques potentiels pour la santé humaine. Les risques sur la population sont additifs, de sorte que le risque pour la population d'un établissement peut être calculé en ajoutant le risque pour la population de l'ensemble de ses rejets. De même, le risque

2. Voir <http://yosemite.epa.gov/sab/sabpeople.nsf/WebCommittees/BOARD>

pour la population d'une entreprise peut être calculé en ajoutant le risque pour la population de l'ensemble de ses établissements.

Ces données intégrées permettent également d'évaluer l'exposition disproportionnée des minorités ethniques et des personnes à faible revenu aux rejets industriels toxiques. On trouvera le détail de l'analyse dans Ash et Boyce (2010). L'approche consiste à examiner la part du risque total pour la santé d'une entreprise ou d'un produit chimique encouru par un groupe relevant de l'analyse en termes de justice environnementale (*cf. supra*) et à comparer cette part à la représentation de ce groupe dans la population totale. Nous utilisons la différence en points de pourcentage entre la part du fardeau de pollution et la part dans la population comme indice de disparité. Pour notre analyse de la situation aux États-Unis, nous avons comparé alternativement le fardeau de pollution résultant de produits chimiques ou d'entreprises données à la représentation nationale d'une minorité ethnique ou d'un groupe social à faible revenu et sa représentation dans l'État où la pollution a lieu. D'autres comparaisons sont possibles, notamment entre différents produits chimiques et différentes entreprises.

Le tableau 1 présente pour l'année 2007 la valeur des indicateurs de détection des risques environnementaux (IDRE) pour les dix principaux produits chimiques, classés en fonction de leur risque en matière de maladie chronique résultant de rejets atmosphériques industriels. Ces dix produits chimiques comptent pour 90 % du risque total et les deux premiers, le chrome (46,3 %) et le diaminotoluène (15,6 %) représentent à eux seuls 60 % du risque total. Le tableau comprend également le poids de toxicité par inhalation pour les dix produits chimiques et les livres libérées ou transférées vers l'incinération. Même parmi les dix premiers produits chimiques, le poids de toxicité par inhalation diverge considérablement, passant de 110 000 pour le 1,3-Budadiene à 150 000 000 pour le Propylèneimine. La faible correspondance entre les quantités rejetées (rapportés en livres) et les scores IDRE montre bien que c'est l'ensemble du modèle qui permet une juste interprétation du risque pour la santé humaine. Un risque élevé selon l'IDRE peut refléter des rejets importants, une toxicité élevée ou une forte exposition de la population. La colonne « établissements » indique le nombre d'établissements ayant déclaré des rejets dans l'air pour chaque produit chimique.

Tableau 1. Score IDRE des dix produits toxiques les plus risqués rejetés dans l'air en 2007

Produit chimique	Toxicité chimique à l'inhalation	Nombre d'établissements	Score IDRE	Part du risque total	Rejets dans l'air (livres)	Transferts vers l'incinération (livres)	Part du risque supporté par les non-Blancs et hispaniques	Part du risque supporté par les afro-américains	Part du risque supporté par les pauvres
Chrome et ses composés	43000000	1 935	221 276 235	46,3 %	615 268	0	38,8	17,5	13,8
Diaminotoluène (mélange d'isomères)	3900000	12	74 652 893	15,6 %	4 368	5 861 079	36,6	5,9	9,2
Cobalt et ses composés	17000000	435	56 035 081	11,7 %	96 441	0	26,1	11,4	10,0
Nickel et ses composés	930000	1 925	24 078 061	5,0 %	883 495	1 193	33,1	14,8	12,7
Nitroglycérine	2100000	19	17 349 602	3,6 %	118 405	106 011	31,6	8,8	6,6
Composés aromatiques polycycliques	1300000	1 414	9 951 203	2,1 %	441 362	66 571	37,6	21,1	15,5
Propylèneimine	150000000	3	8 864 527	1,9 %	1 482	0	36,2	16,3	9,9
1,3-butadiène	110000	190	6 849 741	1,4 %	1 782 512	1 186 246	57,0	15,9	16,1
Benzène	28000	770	6 009 967	1,3 %	5 512 448	2 005 767	50,5	22,3	16,1
Formaldéhyde	46000	582	5 593 402	1,2 %	9 247 247	676 018	37,4	21,3	13,9

Source : Calculs des auteurs.

Le tableau indique également la façon dont le risque de chaque produit chimique est réparti au sein des populations traditionnellement victimes d'injustice environnementale. Par exemple, 38,8 % du risque liés au chrome est encouru par les non-Blancs, qui ne représentent que 30,9 % de la population américaine, soit une disparité de 7,9 points de pourcentage. Les Afro-américains représentent 12 % de la population américaine, mais 17,5 % de la population exposée au risque lié au chrome. Les pauvres constituent 12,4 % de la population mais 13,8 % de celle qui est exposée au danger du chrome. On note une variation dans les produits chimiques : ainsi plus de la moitié du risque au sens des IDRE du 1,3-butadiène utilisé dans la production de caoutchouc synthétique est supportée par les non-Blancs.

Le tableau 2 présente le risque total pour la santé humaine et la répartition du risque des polluants atmosphériques toxiques industriels organisés par secteur industriel pour les dix premiers secteurs les plus polluants. Comme dans le cas des produits chimiques, le tableau rend compte d'un risque très concentré, les deux principaux secteurs étant responsables de la moitié du risque total et les dix premiers secteurs représentant environ 90 % de celui-ci. Le cinquième par ordre d'importance, la sécurité nationale et les affaires internationales, reflète l'inclusion des établissements fédéraux dans le TRI (les installations des États et au niveau local ne sont pas incluses), dans les faits des bases militaires.

On observe également à nouveau des variations importantes entre secteurs industriels dans la répartition disproportionnée du fardeau de pollution en défaveur des populations concernées par l'injustice environnementale. Pour le raffinage du pétrole par exemple, plus de la moitié du risque total est supportée par des personnes non blanches.

Tableau 2. Score IDRE des dix secteurs industriels les plus risqués selon leurs rejets dans l'air en 2007

Secteur industriel	Nombre d'établissements	Score IDRE	Part du risque total	Rejets dans l'air (livres)	Transferts vers l'incinération (livres)	Part du risque supporté par les non-Blancs et hispaniques	Part du risque supporté par les afro-américains	Part du risque supporté par les pauvres
Produits chimiques et connexes	2 608	133 207 993	27 ,9%	176 382 696	159 297 362	40 ,9	19 ,2	12 ,7
Fabrication de produits métalliques, sauf équipements de machinerie et de transport	1 719	108 067 534	22 ,6%	26 451 433	612 640	43 ,1	19 ,3	14 ,7
Matériel de transport	1 034	57 725 948	12 ,1%	41 679 331	944 742	32 ,6	13	12 ,1
Transformation primaire de métaux	1 367	37 352 531	7 ,8%	46 916 813	1 319 147	28 ,5	12 ,8	12 ,6
Sécurité nationale affaires internationales	149	28 257 331	5 ,9%	2 510 441	72 675	33 ,7	13 ,4	9 ,4
Instruments de mesure, d'analyse et de contrôle; instruments photographiques, médicaux et optiques	200	21 286 070	4 ,5%	3 068 538	4 065 043	18	9 ,4	9
Machines industrielles et commerciales et matériel informatique	688	18 954 988	4 ,0%	4 700 357	84 484	30 ,2	12 ,1	11 ,6
Raffinage du pétrole et industries connexes	482	14 079 360	2 ,9%	41 368 230	12 451 527	52 ,5	25 ,9	16 ,5
Pierre, céramique, verre et produits en béton	1 097	12 541 330	2 ,6%	30 006 271	548 773	29 ,2	16 ,1	11 ,2
Électricité, gaz et services sanitaires	712	11 599 732	2 ,4%	637 701 080	5 567 426	35 ,1	16 ,8	12 ,7

Source : Calculs des auteurs.

Le tableau 3 montre la capacité du modèle IDRE à mesurer la performance au niveau des entreprises. Les données du tableau 3 illustrent le risque total en 2006 pour la santé humaine des toxiques atmosphériques industriels émanant des vingt entreprises privées présentant le plus de risque ainsi que la répartition de ce risque. Cette liste indique elle aussi un déséquilibre important, mais la concentration du risque y apparaît moindre que dans le cas des produits chimiques ou des secteurs industriels.

Tableau 3. Score IDRE des vingt grandes entreprises les plus risquées selon leurs rejets dans l'air en 2006

Classement TRI	Entreprise	Score de toxicité	Rejets dans l'air (en millions de livres)	Rejets liés aux transferts Vers l'incinération (en millions de livres)	Part du risque supporté par les pauvres	Part du risque supporté par les afro-américains
1	Bayer Group	189 649	0,72	8,88	9,0 %	33,8 %
2	Exxon Mobil	170 689	10,21	0,20	24,3 %	65,2 %
3	Sunoco	138 743	3,88	0,81	17,5 %	38,5 %
4	E, I, du Pont de Nemours	122 436	12,43	22,82	16,5 %	38,3 %
5	Arcelor Mittal	117 510	1,40	0,02	21,4 %	63,2 %
6	Steel Dynamics Inc.,	99 952	0,74	0,00	24,6 %	11,4 %
7	Archer Daniels Midland Co., (ADM)	97 281	11,11	0,00	21,7 %	28,7 %
8	Ford Motor Co.,	93 854	5,09	0,00	11,8 %	24,4 %
9	Eastman Kodak Co.,	87 328	1,97	0,66	14,8 %	29,5 %
10	Koch Industries	84 044	33,56	1,94	11,4 %	24,5 %
11	Conoco Phillips	83 194	6,39	0,11	16,0 %	52,8 %
12	Valero Energy Corp.,	72 294	4,13	0,09	18,2 %	59,0 %
13	General Electric Co.,	66 936	0,45	0,14	13,9 %	39,0 %
14	AK Steel Holding	66 290	0,30	0,00	18,4 %	6,4 %
15	Dow Chemical Co.,	59 907	11,69	17,19	14,4 %	43,0 %
16	Alcoa Inc.,	59 771	10,40	0,13	10,8 %	19,5 %
17	Duke Energy	58 765	75,74	0,00	10,2 %	19,9 %
18	BASF	57 071	7,65	2,99	15,7 %	34,2 %
19	United Sates Steel Corp.,	54 813	1,71	0,21	17,4 %	46,1 %
20	Public Service Enterprise Group (PSEG)	54 171	6,20	0,00	17,9 %	60,4 %

Source : Calculs des auteurs.

Bien que les résultats ne soient pas présentés ici, l'analyse permet aussi d'identifier les établissements à fort impact toxique et la répartition des produits chimiques au sein des entreprises³, ce qui rend l'outil très utile pour les gestionnaires de l'environnement.

4. Limites du TRI et des IDRE et données manquantes

Les principales lacunes de l'approche IDRE pour mesurer la pollution atmosphérique sont liées aux propres limites du TRI. Les données du TRI permettent de rendre compte des pollutions les plus importantes provenant de sources fixes aux États-Unis, mais elles ne reflètent pas les émissions provenant de sources mobiles, tels que les camions, voitures, navires et avions. Le TRI exclut également les établissements qui ne sont pas tenus de faire rapport en vertu de leur petite taille ou d'une appartenance à des secteurs industriels qui ne sont pas recensés. Font partie de ces sources non couvertes des pollueurs potentiellement importants comme les stations-service, les pressing et les garages automobiles et magasins de pièces détachées.

Par ailleurs, les données du TRI sont calculées sous la forme de totaux annuels et ils sont fondés, pour la plupart, sur des estimations des rejets provenant de procédés industriels. Le TRI est limité aux quelque 600 produits chimiques inscrits et ne comprennent pas certains polluants qui menacent pourtant gravement la santé et l'environnement. Parmi les six polluants majeurs visés par le Clean Air Act comme devant faire l'objet de normes régionales et par établissement, le TRI n'en recense qu'un seul (le plomb) et omet d'inclure les cinq autres (particules, dioxyde de soufre, ozone, oxydes d'azote et monoxyde de carbone). Le TRI ne comprend pas davantage le dioxyde de carbone et les autres gaz à effet de serre. Un tableau complet de la pollution de l'air et des risques sanitaires afférents devrait inclure tous ces produits chimiques.

Les sources industrielles fixes de pollution, les sources mobiles (et les autres émissions) sont certes prises en compte par l'évaluation nationale des pollutions atmosphériques (National-Scale Air Toxics Assessment⁴) qui est réalisée en utilisant des méthodes

3. Voir http://www.peri.umass.edu/toxic_index/ pour des informations plus détaillées

4. NATA, voir <http://www.epa.gov/ttn/atw/natamain/>

similaires aux indicateurs IDRE. Compte tenu de l'importance des sources mobiles de pollution, la NATA fournit un ensemble de données utiles pour estimer le risque sur la santé et a été utilisée dans plusieurs études (Morello-Frosch et Jesdale, 2005 ; et Pastor *et al.*, 2006). La NATA a également conduit à la publication de données d'exposition formatées pour Google Earth qui permet une évaluation visuelle rapide des sites d'exposition. Mais les données NATA ne permettent pas pour autant d'analyse longitudinale. Les indicateurs IDRE sont disponibles sur une base annuelle jusqu'en 2007 tandis que la NATA n'est publiée que tous les trois ans, les données les plus récentes portant sur 2002 ayant été publiées en 2009.

En outre, les données IDRE, parce qu'elles identifient précisément les sources de la pollution à laquelle les populations sont exposées, permettent de lier sources et récepteurs de la pollution atmosphérique toxique. Ces données autorisent alors la construction de séries longitudinales cohérentes sur l'exposition à la pollution sur la base d'un ensemble homogène au cours du temps de produits chimiques et de secteurs industriels (alors que la NATA écarte explicitement l'analyse longitudinale en raison de sa procédure de collecte de données). Autrement dit, alors que les données NATA constituent une ressource importante pour l'analyse transversale de l'exposition aux substances toxiques dans l'air, les données IDRE sont particulièrement adaptées au suivi de la pollution industrielle au cours du temps, et permettent d'analyser les différences selon la race, le niveau d'éducation et la géographie qui pourraient être attribuables à des flux d'information ou des phénomènes de pouvoir politico-économique, de même que d'identifier les relations entre certaines entreprises et leur pollution.

Les besoins en données supplémentaires et à jour sont pour autant évidents. En intégrant plus de secteurs industriels et en améliorant les méthodes de collecte, on comblerait des manques importants. Les États-Unis ont ainsi besoin de mettre à jour leurs bases de données chimiques et toxicologiques. Les résultats présentés dans cet article (et en grande partie ceux de la littérature sur l'exposition réelle des populations et non leur proximité spatiale par rapport aux établissements polluants) portent sur la pollution de l'air. Bien que les rejets dans l'eau soient inclus dans le TRI, l'exposition aux substances toxiques industrielles déversées

dans l'eau a fait l'objet d'une attention bien moindre. Certaines données IDRE s'appuient sur un modèle d'exposition aux rejets dans les eaux de surface et aux rejets post-traitement des installations de traitement, mais l'analyse de l'exposition brute et la répartition de l'exposition aux substances toxiques dans l'eau ne fait que commencer. Le TRI rend également compte des déchets terrestres, mais en raison de la complexité du confinement de ceux-ci et de la migration de ces substances à partir des décharges, l'approche IDRE n'a pas encore tenté de modéliser ces voies d'exposition.

Bien qu'il existe un champ « parent » dans le TRI pour l'enregistrement du propriétaire de l'installation, celui-ci est souvent vide, obsolète, ou erroné, et l'EPA ne possède aucun identifiant des propriétaires des installations. Le Projet d'information sur les produits toxiques des entreprises (Corporate Toxics Information Project) du Political Economy Research Institute de l'Université du Massachusetts, Amherst, a construit et mis à jour sa propre base de données recensant la propriété des installations polluantes, mais le processus de création et d'entretien de cette base de données est fastidieux et chronophage. Des changements relativement simples mais politiquement sensibles dans les exigences de déclaration permettraient d'améliorer grandement cet appariement « propriétaire-installation », par exemple en exigeant l'identification d'un propriétaire actuel ultime pour chaque installation, par le recours à son numéro d'identification de contribuable/employeur attribué par le gouvernement fédéral.

Une autre voie d'amélioration consisterait à établir la correspondance entre les données sur les permis de pollution et sur les quantités de rejets polluants. Les installations ne sont pas en l'état actuel identifiées de manière uniforme dans les bases de données de permis et de rejets, notamment parce que les unités de mesure diffèrent entre les bases de données. Il est donc pratiquement impossible de déterminer si un rejet polluant rapporté dans le TRI est permis ou interdit. Une meilleure intégration de ces données doit donc être un objectif pour les régulateurs de l'environnement.

Une nouvelle frontière de première importance pour la collecte des données concerne enfin le processus de surveillance, à la fois surveillance des concentrations ambiantes et surveillance biologique. Le contrôle a l'avantage de se fonder sur l'exposition réelle –

de la zone géographique ou des personnes – et peut dès lors renvoyer une image précise des risques humains et environnementaux. Pourtant, cette surveillance, à la différence de la modélisation, n'associe pas directement les sources avec les récepteurs, sauf si la source locale de la substance chimique est indiscutable. Une orientation connexe pour la collecte de données supplémentaires est la collecte et la synthèse des données codées géographiquement des effets des pollutions sur la santé. Certaines études récentes ont ainsi examiné l'impact sur la santé infantile de l'exposition à des toxiques atmosphériques (Currie et Schmieder, 2009), mais la bio-surveillance et les données épidémiologiques géocodées ouvrent de nouvelles possibilités pour des analyses plus approfondies.

5. Résumé et implications pour les initiatives de justice environnementale dans l'Union européenne

En somme, les données employées dans l'analyse de la justice environnementale et des performances des entreprises aux États-Unis comprennent : le PRTR, les données du recensement de la population et du logement, des données sur le climat, la géographie et les procédés industriels, les données chimiques et toxicologiques. L'intégration spatiale de ces données permet l'analyse des caractéristiques des communautés récepteurs en relation avec les entreprises polluantes et leurs installations.

En 2007, l'Union européenne s'est dotée d'un PRTR unique, agrégeant les rapports harmonisés de tous les pays membres. Le registre européen des rejets et des transferts de polluants (European Pollutant Release and Transfer Register ou E-PRTR), qui remplace l'ancien registre européen des rejets polluants (EPER), a été mis en œuvre suivant les termes de la Convention d'Aarhus sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement. Il comprend moins de produits chimiques que le TRI, mais des substances importantes qui ne figurent pas dans le TRI, par exemple, les gaz à effet de serre et les pesticides.

L'Union européenne a en outre développé un meilleur système d'évaluation du risque toxicologique des substances chimiques que le système qui prévaut actuellement aux États-Unis. Les données

provenant du règlement de l'Union européenne sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques (REACH), couplé aux données américaines existantes sur la toxicité pourraient constituer une base efficace de pondération de toxicité.

La disponibilité des données sociales, économiques et démographiques codées spatialement est en revanche moindre en Europe qu'aux États-Unis. Certains pays, notamment la France, ont des limites strictes à la collecte de données raciales ou ethniques par les pouvoirs publics. Et pour les données qui sont recueillies dans les recensements ou enquêtes par sondage, la protection liée à la confidentialité s'applique.

Le défi le plus important est sans doute que le concept de justice environnementale en est encore à ses débuts en Europe en raison de la complexité des modes d'habitat et d'une exclusion ethnique dont la dimension spatiale est un peu moins marquée que dans l'espace américain où la ségrégation est un fait central. En Grande-Bretagne, néanmoins, la recherche a été lancée avec les travaux de Julian Agyeman (voir, par exemple, Agyeman et Evans, 2004) et Gordon Mitchell (voir par exemple, Mitchell et Dorling, 2003) sur le lien entre exclusion sociale, vulnérabilité démographique, pauvreté et différence ethnique. En Europe centrale et orientale, l'exclusion sociale des Roms a été examinée du point de vue environnemental par un groupe commun à l'Université d'Europe centrale (Central European University) et l'Université du Massachusetts à Amherst (Steger *et al.*, 2008 ; Steger et Filcak, 2008 ; et Antypas *et al.*, 2008). En France, le concept de justice spatiale (Soja, 2009 et Marcuse, 2009) peut fournir un point d'entrée pour des discussions sur la justice environnementale. L'adaptation de la notion de justice environnementale présentera certainement des défis intéressants pour les chercheurs européens (voir dans ce numéro l'article de Laurent).

Les données elles-mêmes peuvent faire partie de la solution en stimulant l'engagement des citoyens et des entreprises et en renforçant la légitimité des régulateurs et des communautés touchées. Les consommateurs, les résidents et les employés peuvent réagir aux informations sur la pollution en incitant les entreprises à internaliser, au moins partiellement, des coûts précédemment externalisés. Les actionnaires et les gestionnaires peuvent égale-

ment réagir du fait de leur inquiétude concernant le cours de leurs actions, leur responsabilité juridique, l'effet sur leur réputation auprès de consommateurs soucieux de l'environnement, ou le risque d'action publique ou citoyenne. L'information peut donc, en la matière, s'avérer un levier capital pour le changement.

Références bibliographiques

- Agyeman J. et B. Evans, 2004, « 'Just sustainability': the emerging discourse of environmental justice in Britain », *The Geographical Journal*, 170: 155-164. doi:10.1111/j.0016-7398.2004.00117.x
- Aldhous P. et P. McKenna, 2010, « Hey green spender: The truth about eco-friendly brands », *The New Scientist*, 2748, 17 février.
- Anderton D. L., A. B. Anderson, J. M. Oakes et M. Fraser, 1994b, « Environmental equity: The demographics of dumping », *Demography*, 31(2): 221-240.
- Antypas A., C. Cahn, R. Filcak et T. Steger, 2008, « Linking Environmental Protection, Health, and Human Rights in the European Union : An Argument in Favour of Environmental Justice Policy », *Journal of Environmental Law and Management*, 20(1):8-21.
- Ash M. et T. R. Fetter, 2004, « Who lives on the wrong side of the environmental tracks? Evidence from the EPA's Risk-Screening Environmental Indicators Model », *Social Science Quarterly*, 85(2), 441-462.
- Ash M., J. K. Boyce, G. Chang, M. Pastor, J. Scoggins et J. Tran, 2009, *Justice in the Air: Tracking Toxic Pollution from America's Industries and Companies to Our States, Cities, and Neighborhoods*, Amherst: Political Economy Research Institute, avril.
- Ash M. et J. K. Boyce, 2010, *The 2006 Toxic 100 Air Polluters*, (<http://www.peri.umass.edu/ctip>, 17 mars 2011).
- Ash M. et J. K. Boyce, 2010, *Measuring corporate environmental justice performance. Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, doi: 10.1002/csr.238.
- Bouwes N. W., S. Hassur, M. Shapiro, 2003, « Information for empowerment: The EPA's risk-screening environmental indicators project », In *Natural Assets: Democratizing Environmental Ownership*, Boyce J. K., Shelley B. G. (eds), Island Press: Washington, DC; 135-150.
- Bowen W. M., 2000, *Environmental Justice Through Research-Based Decision-Making*, New York: Garland Publishers, Inc.
- Boyce J. K., 2002, *The Political Economy of the Environment*, Aldershot: Edward Elgar.

- Bullard R. D., 1990, *Dumping in Dixie: Race, Class, and Environmental Quality*, Boulder, CO: Westview.
- 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(3): 145-157.
- Currie J. et J. F. Schmieder, 2009, « Fetal Exposures to Toxic Releases and Infant Health », *American Economic Review*, Vol. 99(2), pp. 177-183, mai.
- Garcia G., 2011, « Settlement and Geographic Redistribution Patterns », *Mexican American and Immigrant Poverty in the United States*, Vol. 28, pp. 33-43, DOI: 10.1007/978-94-007-0539-5_3.
- Garner R., B. H. Hancock et K. Kim, 2007, « Segregation in Chicago », *The Tocqueville Review/La Revue Tocqueville*, XXVIII(1): 41-74.
- Grant D., M. N. Trautner, L. Downey et L. Thiebaud, 2010, « Bringing the Polluters Back In: Environmental Inequality and the Organization of Chemical Production », *American Sociological Review* August, Vol. 75, n° 4, pp. 479-504, (<http://asr.sagepub.com/content/75/4/479.abstract>)
- Hagen J. von, 2002, *Empirical studies of environmental policies in Europe*, printemps.
- Hamilton J. T., 1995, « Pollution as News: Media and Stock Market Reactions to the Toxics Release Inventory Data », *Journal of Environmental Economics and Management* Vol. 28, n° 1, janvier, pp. 98-113.
- Hird J. A. et M. Reese, 1998, « The Distribution of Environmental Quality: An Empirical Analysis », *Social Science Quarterly*, 79(4):693-716.
- Khanna M., 2001, « Non-Mandatory Approaches to Environmental Protection », *Journal of Economic Surveys*, Vol. 15, n° 3.
- Koval J. P., L. Bennett, M. I. J. Bennett, F. Demissie, R. Garner et K. Kim, Editeurs, 2006, *The New Chicago: A Social and Cultural Analysis*, Temple University Press.
- Marcuse P., ANNEE, 2009, « Spatial Justice: Derivative but Causal of Social Injustice », *Justice spatiale/ Spatial Justice*, n° 1, septembre.
- Mitchell G. et D. Dorling, 2003, *An environmental justice analysis of British air quality Environment and Planning A* 2003, Vol. 35, pp. 909-929, DOI:10.1068/a35240.
- Mohai P. et B. Bryant, 1992, « Environmental racism: Reviewing the evidence », in B. Bryant et P. Mohai, eds., *Race and the Incidence of Environmental Hazards: A Time for Discourse*. Boulder, CO: Westview, pp. 163-176.
- Mohai P. et R. Saha, 2007, « Racial inequality in the distribution of hazardous waste: A national-level reassessment », *Social Problems*, 54(3): 343-370.

- Morello-Frosch R., M. Pastor, C. Porras et J. Sadd, 2002, « Environmental Justice and Regional Inequality in Southern California: Implications for Future Research. Environmental », *Health Perspectives* 110(2), 149-154.
- Morello-Frosch R. et B. M. Jesdale, 2006, « Separate and Unequal: Residential Segregation and Estimated Cancer Risks Associated with Ambient Air Toxics in U.S. Metropolitan Areas », *Environmental Health Perspectives*, Vol. 114, n° 3, mars, <http://www.ehponline.org/docs/2005/8500/abstract.html>
- Office of Pollution Prevention and Toxics, 2004, *Risk-Screening Environmental Indicators*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, <http://www.epa.gov/oppt/rsei>, Visited 17 mars 2011.
- Parrado E. A. et W. A. Kandel, 2010, « Hispanic Population Growth and Rural Income Inequality », *Social Forces*, Vol. 88, n° 3, mars, pp. 1421-1450, DOI: 10.1353/sof.0.0291.
- Pastor M. Jr, J. L. Sadd, et R. Morello-Frosch, 2002, « Who's Minding the Kids? Pollution, Public Schools, and Environmental Justice in Los Angeles », *Social Science Quarterly*, Vol. 83, n° 1, pp. 263-280, mars.
- Pastor M., Sadd, J. et J. Hipp, 2001, « Which came first? Toxic facilities, minority move-in, and environmental justice », *Journal of Urban Affairs*, 23, pp. 1-21.
- Pastor M, J. Sadd et R. Morello-Frosch, 2006, « The air is always cleaner on the other side: Race, space, and air toxics exposures in California », *Journal of Urban Affairs*, 27(2).
- Saha R. et P. Mohai, 2005, « Historical context and hazardous waste facility siting: Understanding temporal patterns in Michigan », *Social Problems*.
- Sicotte D. et S. Swanson, 2007, « Whose Risk in Philadelphia? Proximity to Unequally Hazardous Industrial Facilities », *Social Science Quarterly*, Vol. 88, n° 2, pp. 515-534.
- Soja E. W., 2009, « The city and spatial justice », *Justice spatiale/Spatial Justice*, n° 1, septembre.
- Steger T., K. Harper et R. Filcak, 2008, « Environmental Justice and Roma Communities in Central and Eastern Europe », *Slavic Review*, Illinois: University of Illinois.
- Steger T et R. Filcak, 2008, « Articulating the Basis for Promoting Environmental Justice in Central and Eastern Europe », *Environmental Justice*, 1.
- United Church of Christ Commission for Racial Justice, 1987, *Toxic Wastes and Race in the United States: A National Report on the Racial and Socio-Economic Characteristics of Communities with Hazardous Waste Sites*, New York: United Church of Christ Commission for Racial Justice.
- U.S. General Accounting Office (GAO), 1983, *Siting of Hazardous Waste Landfills and Their Correlation with Racial and Economic Status of*

- Surrounding Communities. Washington, DC: *GAO/RCED*, pp. 83-168, 1^{er} juin.
- Vidovic M. et N. Khanna, 2007, « Can voluntary pollution prevention programs fulfill their promises? Further evidence from the EPA's 33/50 Program », *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 53, n° 2, mars, pp. 180-195.
- Wolverton A., 2009, « Effects of Socio-Economic and Input-Related Factors on Polluting Plants' Location Decisions », *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, Vol. 9, n° 1 (Advances), Article 14.