



HAL
open science

Analyse économique des inégalités environnementales : Fondements normatifs, mesures et application au contexte brésilien

Alexandre Berthe

► **To cite this version:**

Alexandre Berthe. Analyse économique des inégalités environnementales : Fondements normatifs, mesures et application au contexte brésilien. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2015. Français. NNT : 2015BORD0293 . tel-01278926

HAL Id: tel-01278926

<https://theses.hal.science/tel-01278926>

Submitted on 25 Feb 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE

**DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX**

ÉCOLE DOCTORALE ENTREPRISE, ÉCONOMIE ET SOCIÉTÉ n°42
SPÉCIALITÉ : SCIENCES ÉCONOMIQUES

Par Alexandre BERTHE

**Analyse économique des inégalités environnementales
Fondements normatifs, mesures et application au contexte brésilien**

Sous la direction de :
Sylvie FERRARI et Matthieu CLÉMENT

Soutenue le 25 novembre 2015

Membres du jury :

M. CLÉMENT, Matthieu

Maître de Conférences, Université de Bordeaux, **Co-directeur de thèse**

Mme COMBES-MOTEL, Pascale

Professeur des Universités, Université d'Auvergne, **Rapporteur**

Mme FERRARI, Sylvie

Maître de Conférences, Université de Bordeaux, **Co-directrice de thèse**

Mme LARRÈRE, Catherine

Professeur émérite, Université Paris 1 – Panthéon-Sorbonne

M. ROTILLON, Gilles

Professeur émérite, Université Paris Ouest Nanterre la Défense

M. THOMAS, Alban

Directeur de Recherche INRA, Toulouse School of Economics, **Rapporteur**

Titre : Analyse économique des inégalités environnementales

Fondements normatifs, mesures et application au contexte brésilien

Résumé :

Cette thèse étudie les inégalités environnementales dans un objectif de justice sociale. La première partie propose une définition interdisciplinaire de ces inégalités afin de capter son caractère multidimensionnel et de montrer son utilité en économie de l'environnement et en économie écologique. À partir de la littérature en philosophie économique, le caractère juste ou injuste des inégalités environnementales est ensuite analysé en mobilisant différentes conceptions égalitaristes de la justice et en considérant l'existence d'autres objectifs sociétaux. À la suite de ce travail théorique, la seconde partie s'articule autour d'une application aux enjeux de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil. Après avoir présenté la situation relative à ces services dans le contexte brésilien, les déterminants socioéconomiques et institutionnels de cet accès sont identifiés par des analyses économétriques sur des données à l'échelle des ménages. Ces analyses permettent de mettre en lumière des déterminants au cœur des problématiques de justice environnementale comme le revenu, l'ethnicité, mais aussi le rôle des États en ayant recours à des modèles multiniveaux. En utilisant un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement construit à partir d'une analyse factorielle, les inégalités associées à ces services sont ensuite mesurées par différentes méthodes correspondant à chacune des conceptions de la justice développées dans la première partie.

Mots-clefs : Inégalités environnementales, Mesure des inégalités, Justice sociale, Brésil, Eau et assainissement

Title: Economic analysis of environmental inequalities

Normative foundations, measurements and application to the Brazilian context

Abstract:

This thesis studies the environmental inequalities in an objective of social justice. The first part offers an interdisciplinary definition of these inequalities in order to catch their multidimensional nature and to show their usefulness in environmental economics and ecological economics. Based on a philosophy of economics perspective, the fairness of environmental inequalities is analysed by using different egalitarian conceptions of justice with a consideration of the existence of other societal objectives. Following this theoretical development, the second part is devoted to an analysis of the issues of access to water and sanitation services in the context of Brazil. After a discussion over the situation related to the water and sanitation sector in Brazil, the socioeconomic and institutional determinants of the access to these services are identified using econometric analyses at the household level. These analyses enable to expose key determinants in the perspective of environmental justice including income level and ethnicity. In addition, they show the role of the state level thanks to the use of multilevel models. By using an indicator of the access to water and sanitation services elaborated through a factor analysis, the inequalities associated to these services are then measured by different methods which correspond to each conception of justice developed in the first part.

Keywords: Environmental inequalities, Inequality measurement, Social justice, Brazil, Water and sanitation services

L'université n'entend ni approuver, ni désapprouver les
opinions particulières émises dans cette thèse.
Ces opinions sont considérées comme propres à l'auteur.

À ma mère,

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux directeurs de thèse Sylvie Ferrari et Matthieu Clément pour m'avoir suivi, conseillé et aidé tout au long de cette thèse. Je souhaite également remercier Pascale Combes-Motel et Alban Thomas pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail en acceptant d'en être les rapporteurs. Je remercie aussi Catherine Larrère et Gilles Rotillon qui me font l'honneur de prendre part au jury de cette thèse.

Mes remerciements vont également à l'Université de Bordeaux et au GREThA pour m'avoir fourni les moyens adéquats pour réaliser ce travail. Au-delà du laboratoire, je tiens à remercier l'ensemble de ces membres, et plus particulièrement son personnel administratif et ses directeurs successifs, Yannick Lung et Marc-Alexandre Sénégas. Je remercie également l'école doctorale EES n°42 pour m'avoir financé et aussi pour m'avoir fait découvrir la partie administrative du métier d'enseignant-chercheur en tant que représentant des doctorants au sein de cette instance.

Pendant cette thèse, j'ai aussi eu l'occasion d'être reçu au sein du CEDE de l'Université Fédérale Fluminense au Brésil. Je les remercie de m'avoir si bien accueilli et de m'avoir permis de découvrir ce pays sur lequel j'ai travaillé pendant cette thèse. Un petit mot pour Claude Cohen qui m'a guidé dans mon travail et m'a permis de discuter avec des chercheurs travaillant sur l'eau comme Ana Lucia Britto. Dans la découverte de ce territoire, je remercie aussi Cécilia Lustosa qui m'a beaucoup éclairé sur les problématiques locales pendant son année de présence au GREThA.

Bien sûr, la thèse est une longue période de travail mais celle-ci n'a pas été monotone grâce à mon implication dans divers projets stimulants et dans des équipes pédagogiques formidables. Je remercie donc tous les membres du projet EFFIJIE, et plus particulièrement ses deux responsables Valérie Deldrève et Jacqueline Candau pour m'avoir impliqué pleinement dans leur projet, ainsi que les membres du projet GRECOD2, dont Jean Belin et Sébastien Lavaud. Je tiens également à remercier les membres du projet d'expertise et de valorisation scientifique sur l'eau dans la Zone Métropolitaine de Léon au Mexique, et tout particulièrement Delphine Mercier qui nous a permis de découvrir ce pays et les problématiques liées à l'eau dans l'État de Guanajuato.

Je remercie tous ceux qui m'ont fait confiance au sein de leurs équipes pédagogiques et avec qui j'ai eu beaucoup de plaisir à travailler, et notamment Alain Planche, Hervé Hocquard,

Jean-Christophe Péreau et Olivier Baron. Merci aussi à toutes les personnes avec qui j'ai travaillé au sein de ces équipes.

L'expérience de la thèse est également intéressante parce qu'elle est partagée avec de nombreux autres doctorants. Je remercie donc tous les collègues doctorants, et en particulier, ceux qui ont partagé le bureau F346b sur une plus ou moins longue période : Gabrielle, Brice, Léo et Luc, collègue de bureau mais aussi coauteur de notre article dans *Ecological Economics*, ainsi que les « néo-GREThAsiens » de 2010. Je salue aussi l'ami Guillaume Pastureau, j'espère que nous finirons cet article sur le crédit municipal, je m'y engage. Merci enfin aux collègues qui ont relu ce travail de thèse : Azyadé, Caroline, Erdem, Guillaume, Léo...

Puisque Tobin disait : « *the most important decisions a scholar makes are what problem to work on* », je remercie tous ceux qui m'ont guidé vers la voie de cette thèse en amont, et notamment Dominique Vermersch et Axel Gosseries. Dominique, je vous remercie pour m'avoir fait découvrir les questionnements économiques et éthiques au sein d'Agrocampus Ouest. Votre regard très spécial au sein de cette école m'a permis de m'intéresser à ces problématiques pour combiner les questionnements sur l'eau et sur la justice.

Je remercie aussi l'ensemble de mes amis pour avoir accepté mes retards dans les réponses aux mails et les occasions de se retrouver manquées pour cause de « travail de thèse », mais aussi pour m'avoir distrait de cette occupation de temps en temps. J'ai une pensée particulière pour l'ami Marco avec qui j'ai longuement débattu pendant ma première année d'école d'ingénieur. Je te passe le relais pour ta thèse.

Je remercie mes sœurs, Laetis et Syl, pour m'avoir soutenu depuis le début de mes études dans les moments de joie, mais aussi dans les moments difficiles. Je salue également mes neveux et nièces, Maxime, Timothée, Valentin, Léo et Lizzie, j'espère que l'expérience de leur oncle leur aura donné envie d'aller un peu plus loin dans leurs études et j'espère avoir l'occasion de les voir plus souvent. Je remercie également mon frère, Séba, pour son soutien et pour m'avoir glissé mon premier livre de philosophie entre les mains quand j'étais au lycée.

Morgane, j'ai conscience que cette thèse et surtout la fin ont pu être lourdes à porter. Je te remercie profondément d'avoir été auprès de moi pendant ces années. Ta bonne humeur et ton optimisme ont été pour moi un soutien sans faille.

Sommaire

| | |
|---|-----|
| Introduction générale | 13 |
| Partie 1 : Analyse économique des inégalités environnementales : définition et fondements normatifs | 39 |
| Chapitre 1 : Inégalités environnementales : conceptualisation et intégration dans l'analyse économique | 43 |
| Chapitre 2 : Inégalités environnementales dans une perspective de justice : quels fondements normatifs ? | 97 |
| Partie 2 : Analyse économique des inégalités environnementales : Application aux services d'eau et d'assainissement dans le contexte brésilien | 139 |
| Chapitre 3 : Déterminants individuels et institutionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil | 143 |
| Chapitre 4 : Mesures des inégalités d'accès aux services d'eau et d'assainissement dans le Nord et le Nordeste du Brésil | 213 |
| Conclusion générale | 251 |
| Bibliographie | 263 |
| Liste des tableaux | 293 |
| Liste des figures..... | 295 |
| Liste des acronymes | 297 |
| Annexes | 299 |
| Table des matières | 341 |

Introduction générale

« *We are the first generation that can end poverty. We are also the last generation that can slow global warming before it is too late* » (Ban Ki-moon, 2014). C'est ainsi que Ban Ki-moon décrit la situation actuelle lorsqu'il évoque le changement climatique et le développement soutenable. À l'aube de la *Conference of The Parties 21* (COP 21), la période est marquée par un ensemble de crises, de moments de décision, au regard des objectifs sociaux, environnementaux, et économiques au cœur des problématiques du développement soutenable. Ces objectifs doivent être conjugués entre eux afin que la résolution d'une crise ne soit pas rendue impossible par la situation dans une autre sphère du développement soutenable. Le **Brésil**, connu pour ses richesses environnementales inestimables, ses inégalités très élevées et son émergence économique, est au centre des regards quand il s'agit de conjuguer ces trois aspects. En particulier, ce pays fait face à la nécessité de combiner l'amélioration des conditions de vie des individus tout en permettant la diminution des pressions anthropiques sur les milieux naturels. Cette liaison entre la sphère sociale et la sphère environnementale a souvent été négligée dans l'analyse économique et sera étudiée dans cette thèse, par le biais du concept d'**inégalité environnementale**, en s'appuyant empiriquement sur l'étude de l'**accès à l'eau et à l'assainissement** dans le contexte brésilien. De manière générale, à l'échelle mondiale comme à celle du Brésil, toutes les crises au sein des sphères du développement soutenable recouvrent des problématiques qui leur sont propres. Dans le début de cette introduction, nous proposons de les décrire une à une afin de mieux comprendre par la suite les enjeux associés à leurs interactions.

Les trois crises du développement soutenable

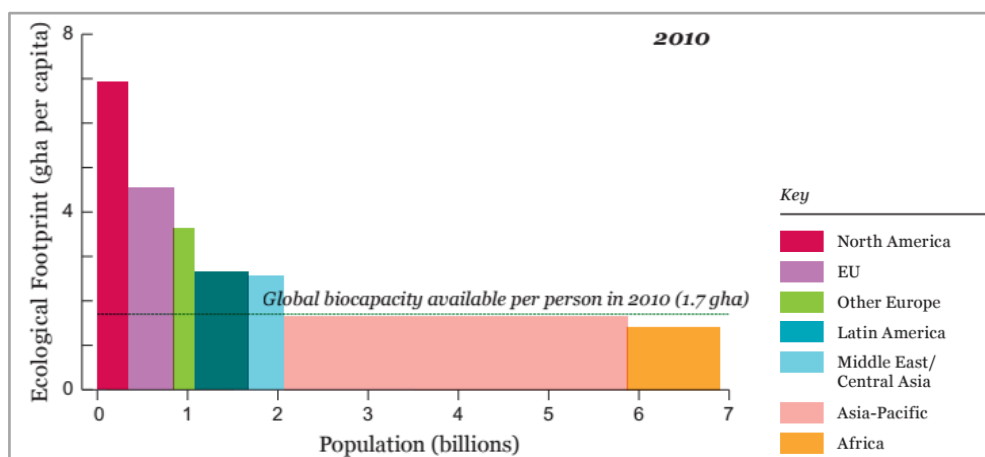
La **crise environnementale** s'exprime, depuis les années 1950, par une croissance rapide des pressions environnementales anthropiques, que ce soit à travers des pollutions ou des surprélèvements de ressources. En 2007, le *Global Footprint Network* considérait que l'empreinte écologique¹ par individu était de 2,7 gha, alors que la biocapacité mondiale moyenne² n'était que de 1,8 gha (Ewing et al., 2010). D'un point de vue mondial, ces pressions se répartissent de manière très différenciée comme le montre la Figure 1. Les pays

¹ L'empreinte écologique est un indicateur synthétique mesurant les pressions environnementales de l'Homme sur la Nature. Cette mesure est exprimée en hectares globaux (gha) qui représentent la productivité moyenne des aires biologiquement actives sur Terre. Pour plus de détails sur cet indicateur, voir Boutaud et Gondran (2010).

² La biocapacité mondiale moyenne représente le nombre d'hectares de surfaces biologiquement productives divisé par le nombre d'individus sur Terre. En effet, à cette échelle, les surfaces réelles en hectares sont égales aux surfaces exprimées en hectares globaux puisque les hectares globaux se calculent à partir de la moyenne de productivité des surfaces terrestres biologiquement actives.

du Nord connaissent les empreintes écologiques les plus élevées, mais sont rejoints au-delà de la biocapacité mondiale moyenne par d'autres pays et notamment ceux de l'Amérique Latine.

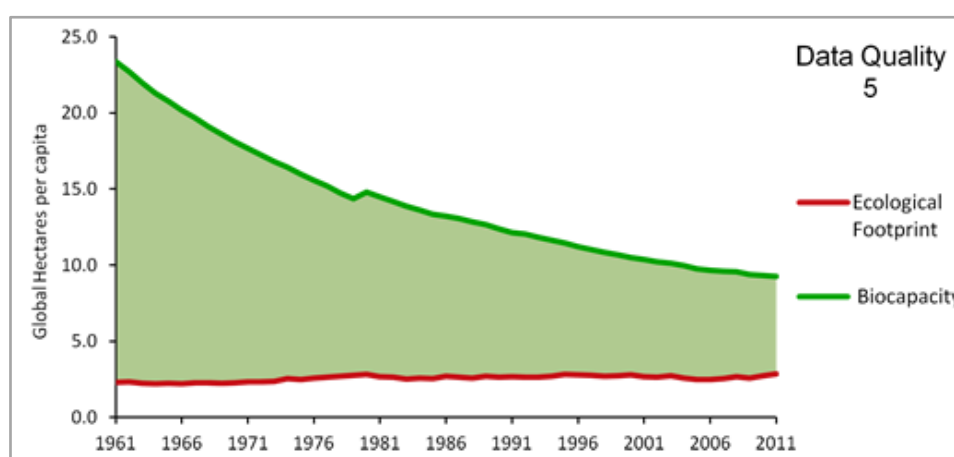
Figure 1 : Empreinte écologique par grands ensembles géographiques



Source : WWF (2014, p. 34).

Au cœur de ces problématiques, le Brésil ne dépasse pas encore sa biocapacité *nationale* moyenne par individu grâce à un territoire naturel très étendu. Néanmoins, comme le montre la Figure 2, les courbes caractérisant l'empreinte écologique et la biocapacité par individu semblent se rapprocher de manière inexorable, notamment à cause de la diminution de la biocapacité individuelle. Cette diminution est, en particulier, provoquée par l'augmentation de la population et les changements d'allocation des sols. De plus, en 2007, l'empreinte écologique moyenne de 2,91 gha par personne au Brésil était déjà au-delà de la biocapacité *mondiale* moyenne de 1,8 gha (Ewing et al., 2010).

Figure 2 : Évolution historique de la biocapacité et de l'empreinte écologique au Brésil



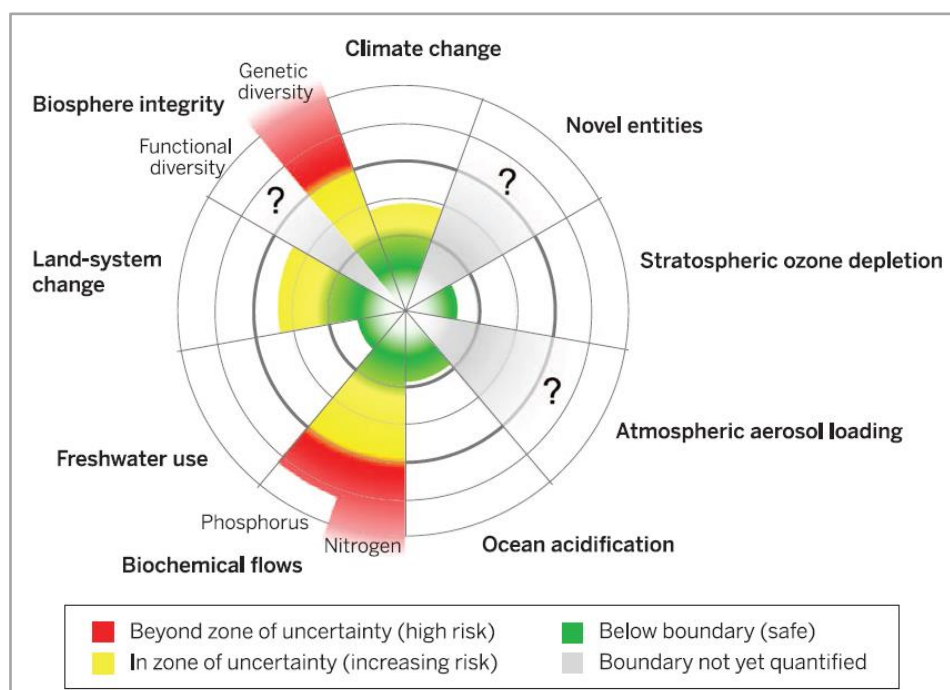
Source : Global Footprint Network (2015).

À cause de ces pressions anthropiques mondiales, les limites planétaires sont aujourd'hui atteintes pour de nombreuses caractéristiques environnementales comme le mettent en évidence Steffen et al. (2015). Ces limites correspondent à des niveaux de dégradation du

système planétaire qui éloignent ce dernier du fonctionnement propre à l'Holocène³ pour diverses caractéristiques, comme le montre la Figure 3. Ainsi, l'éloignement de ces limites pourrait conduire vers une ère dans laquelle l'Homme deviendrait une force géologique majeure (Vernadsky, 1926). Cette idée a fortement été renforcée par la Grande Accélération survenue depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale⁴, et est aujourd'hui formalisée sous le terme d'anthropocène (Crutzen, 2002).

D'après Steffen et al. (2015), à l'échelle globale, les limites planétaires sont dépassées pour la diversité génétique, les flux biogéochimiques de phosphore et de nitrogène, et se situent dans une zone d'incertitude pour le changement climatique. Les pressions environnementales anthropiques se traduisent donc par une large modification des écosystèmes naturels (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) et une perturbation du système climatique (IPCC, 2013). Comme l'illustre la citation de Ban Ki-moon (2014) au début de cette introduction, la COP 21 à Paris en décembre est souvent présentée comme une occasion déterminante pour limiter les modifications du climat en évitant notamment une augmentation de la température planétaire à un niveau intenable pour les systèmes humains actuels (estimée à 2°C en moyenne).

Figure 3 : État actuel des variables de contrôle pour sept des limites planétaires



Source : Steffen et al. (2015).

³ L'Holocène caractérise l'époque géologique qui s'étend sur les 10 000 dernières années.

⁴ Au sujet de la Grande Accélération, voir les graphiques proposés par Steffen et al. (2011). Les auteurs de ce champ définissent aujourd'hui le milieu du XX^e siècle comme le moment de basculement vers l'anthropocène « optimal d'un point de vue stratigraphique » (Zalasiewicz et al., 2015).

La situation du Brésil est fondamentale pour plusieurs de ces limites planétaires puisque ce pays est caractérisé par des richesses environnementales parmi les plus abondantes au monde. La surface forestière représente 61,2% du territoire brésilien et 63% de la superficie de l'Amazonie se situe sur son territoire. Cette forêt correspond à 10% des surfaces boisées au niveau mondial et à près de 23% des forêts tropicales du monde (ONF, 2007). Les pressions environnementales sur ces ressources sont très fortes puisque la déforestation de l'Amazonie se poursuit de manière très rapide avec 5891 km² déforestés en 2013 selon l'Institut National de Recherche Spatiale du Brésil (INPE, 2014). La surface des zones déforestées est d'ailleurs 29% plus élevée en 2013 qu'en 2012. Ce pays possède également les ressources de biodiversité les plus importantes du monde selon le Fonds Mondial pour l'Environnement qui considère le Brésil comme référence de son indicateur de potentiel de biodiversité⁵. Un article récent évalue la biodiversité totale au Brésil à environ 1,8 million d'espèces (Lewinsohn et Prado, 2005), dont 170 000 sont aujourd'hui connues⁶.

L'immensité des territoires et l'abondance des ressources entraînent un rapport particulier des Brésiliens à l'environnement qui perçoivent souvent les ressources comme illimitées. Comme le montrent les résultats du World Value Survey (WVS), les préoccupations environnementales sont moins présentes au Brésil que dans la plupart des autres pays d'Amérique Latine et Centrale. À titre d'illustration, selon le WVS (Tableau 1), seulement 50% des individus seraient d'accord pour donner une partie de leur revenu pour la protection de l'environnement⁷. La crise environnementale dans ce pays s'accompagne donc d'une mobilisation relativement faible de la population pour ces problématiques.

⁵ Voir les rapports sur les ressources naturelles de l'IBGE :

http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/hidrogeo/hidrogeo_int.shtm?c=7.

⁶ Ces ressources environnementales sont utilisées au Brésil au sein de deux secteurs économiques traditionnels : l'exploitation des ressources minières et des forêts (6,5 % du PIB en 2013) et la production de matières premières agricoles (6% du PIB en 2013) (Banque Mondiale, 2014). Les ressources naturelles sont également mobilisées comme sources d'énergie avec un mix énergétique qui intègre beaucoup d'énergies renouvelables, et particulièrement l'hydraulique. L'environnement naturel pourrait également devenir un enjeu touristique dans les décennies à venir (Kim et al., 2006).

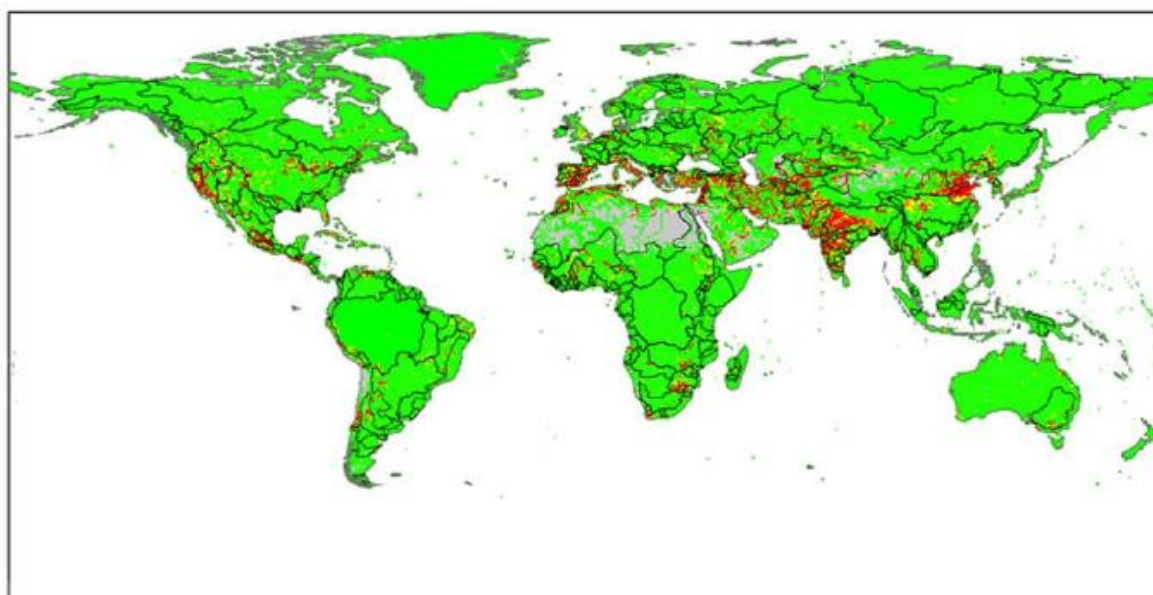
⁷ Ces éléments mériteraient de plus amples développements pour connaître le rapport particulier entretenu par les Brésiliens avec leur environnement. Par exemple, des études récentes ont identifié un rôle prépondérant joué par le niveau d'éducation pour expliquer le développement des préoccupations environnementales au Brésil (Aklin et al., 2013). À côté de cette variable, le revenu a été identifié comme n'ayant pas de rôle direct sur ces préoccupations dans ce contexte particulier (Aklin et al., 2013).

Tableau 1 : Consentements à payer des ménages pour un échantillon de pays (2005-2006)⁸

| | Total | Mexique (2005) | Argentine (2006) | Brésil (2006) | Chili (2006) | Pérou (2006) | Uruguay (2006) | |
|---|-----------------------------|-------------------|---------------------|------------------|-----------------|-----------------|-------------------|------|
| Donnerait une part de son revenu pour l'environnement | Tout à fait d'accord | 15,5 | 24,3 | 14,4 | 11,8 | 20,1 | 14,8 | 4,3 |
| | D'accord | 48,5 | 59,7 | 42,8 | 40,8 | 35,1 | 62,4 | 39,8 |
| | Pas d'accord | 26,3 | 12,7 | 27,2 | 34,8 | 25,5 | 19,9 | 44,6 |
| | Tout à fait en désaccord | 9,8 | 3,4 | 15,5 | 12,6 | 19,4 | 2,9 | 11,2 |
| | Échantillon | 7267 | 1540 | 946 | 1493 | 929 | 1431 | 926 |

Source : World Value Survey (2008).

Bien que problématique dans certaines zones, l'utilisation de l'eau ressource n'est pas au-delà des limites planétaires puisque la zone d'incertitude commence à 4000 km³ par année et que la consommation humaine se limite aujourd'hui à environ 2600 km³ par année. Pour cette pression particulière, une grande diversité existe néanmoins lorsque l'échelle du bassin versant est mobilisée avec l'existence de nombreuses zones au-delà des seuils (Figure 4). Il faut noter que la quantité d'eau disponible dans une région pour ne pas dépasser cette limite peut évoluer à cause de changements dus aux dépassements d'autres frontières, et en particulier, celles de l'allocation des sols et du changement climatique. La quantité d'eau pouvant être consommée sans dépasser la limite pourrait diminuer ou se répartir différemment sous l'effet de ces changements.

Figure 4 : État actuel des variables de contrôle à l'échelle des bassins versants pour l'utilisation d'eau ressource

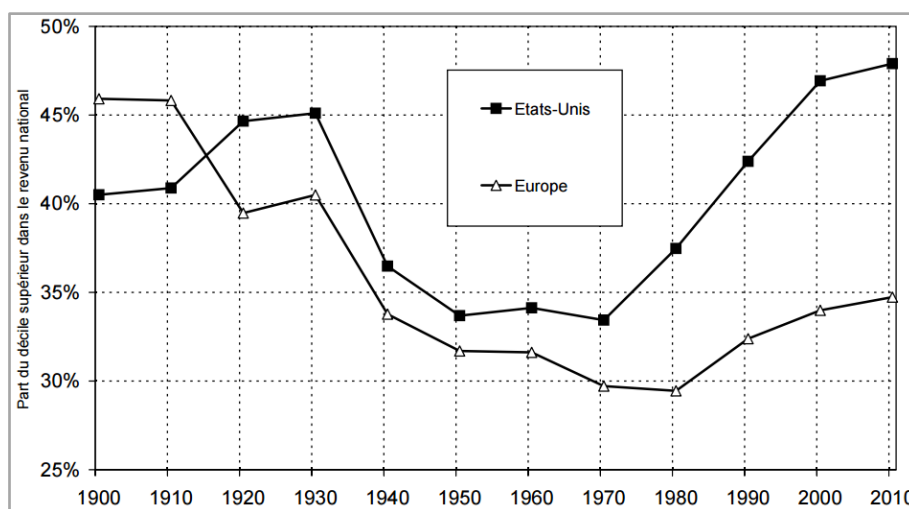
Source : Steffen et al. (2015), En vert : en deçà de la frontière, en jaune : dans la zone d'incertitude (augmentation du risque), en rouge : au-delà de la frontière d'incertitude (risque élevé) et en gris les zones non évaluées.

⁸ Les résultats sont exprimés en pourcentage à l'arrondi près.

Au Brésil, la ressource en eau est sujette à des problèmes d'ordre quantitatif et qualitatif. Tout d'abord, la disponibilité de cette ressource est limitée dans le Nordeste (pour une carte des régions brésiliennes, voir l'Annexe 7), et plus particulièrement dans un périmètre dénommé « *poligono das secas* » (polygone des sécheresses, en français). Un problème quantitatif se pose aussi à proximité des grandes villes du Sudeste où la demande en eau est très forte⁹. Cette ressource est également de plus en plus sujette à des pollutions anthropiques et, en particulier, à cause de la mauvaise gestion de l'assainissement urbain. La préservation de cette ressource singulière n'est alors plus uniquement un enjeu environnemental, mais devient également un enjeu social. En effet, cette ressource constitue un bien de base pour les populations, et son mauvais assainissement est problématique pour la santé de celles-ci.

La situation sociale des individus dans le monde est également au centre d'une crise. Cette **crise sociale** se manifeste notamment par un accroissement des inégalités économiques depuis les années 1980 dans la plupart des pays (OECD, 2014, 2011; Piketty, 2013). Dans le contexte des États-Unis, les inégalités actuelles ont même dépassé les niveaux atteints au début du XXe siècle comme l'illustre la Figure 5.

Figure 5 : Inégalités de revenus aux États-Unis et en Europe sur la période 1900-2010



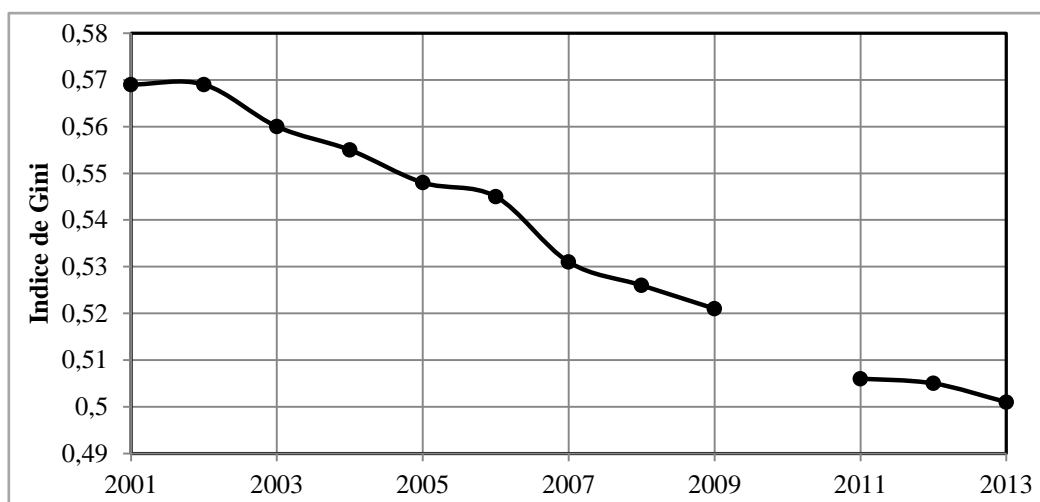
Source : Piketty (2013) et piketty.pse.ens.fr/capital21c.

Le Brésil possède, quant à lui, un des niveaux d'inégalités les plus élevés du monde, même si ces inégalités ont diminué depuis le début des années 2000, comme l'illustre la Figure 6. La

⁹ Ces éléments seront développés dans le chapitre 3 : voir, notamment, la Figure 25.

mesure des inégalités de revenus par l'indice de Gini donne ainsi une valeur de 0,501 en 2013¹⁰.

Figure 6 : Inégalités au Brésil (mesurées par l'indice de Gini) entre 2001 et 2013



Source : Graphique par l'auteur. Données : PNAD (IBGE, 2013)¹¹.

La question sociale dépasse bien sûr la simple mesure des inégalités économiques et d'autres aspects sociaux sont préoccupants dans ce pays. Ainsi, la présence de nombreuses favelas dans les milieux urbains génère une situation sociale particulièrement problématique avec une exclusion de la vie de la cité pour une partie de la population, notamment par l'absence d'accès aux services publics (Gonçalves, 2010). De même, il existe de très grandes différences de niveaux de vie entre les milieux urbains et ruraux et entre les régions. En particulier, la région Nordeste, région la plus pauvre du Brésil, se caractérise par un problème social spécifique avec un Produit Intérieur Brut (PIB) par habitant moyen deux fois moins élevé que celui de la région Sudeste et un taux de pauvreté extrême avoisinant les 25%¹².

Dans l'ensemble des villes brésiliennes, le climat social est également relativement tendu depuis la réélection de Dilma Rousseff et a été marqué par des grandes manifestations en 2013 (Fauré, 2015), suite à l'augmentation des tarifs des transports publics. Ces manifestations, ayant eu lieu pendant la coupe des confédérations de football, ont cristallisé l'ensemble des protestations contre le parti travailliste au pouvoir. En particulier, les manifestants réclamaient des investissements dans la santé et l'éducation du même ordre que

¹⁰ À titre de comparaison, les inégalités étaient caractérisées par un indice de Gini de 0,28 en France et de 0,41 aux États-Unis en 2010 (Banque mondiale, 2014). Pour rappel, l'indice de Gini vaut 0 en cas de parfaite égalité et 1 en cas de parfaite inégalité (toutes les ressources sont accaparées par un seul individu).

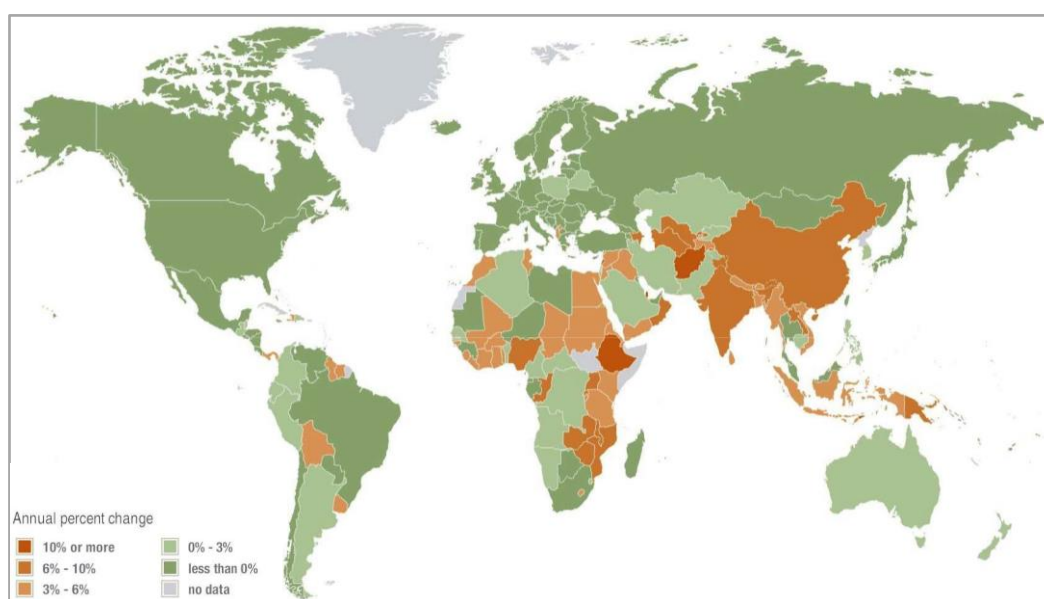
¹¹ Les données ne sont pas disponibles pour 2010, car il n'y a pas d'enquêtes de type PNAD (Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios) les années de recensement. De 2001 à 2003, les calculs excluent les aires rurales de la région Nord.

¹² Mesuré par l' *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada* (Institut de recherche économique appliquée en français), ce taux de pauvreté prend comme seuil le quart du salaire minimum brésilien (IPEA, 2010).

ceux pour les événements sportifs, mais aussi une réforme des institutions en lien avec les affaires de corruption ayant éclaté au Brésil. En effet, ce pays est très marqué par la corruption et, plus particulièrement récemment, suite aux révélations de l'opération « *lava jato* ». Cette opération, menée par la Police Fédérale Brésilienne, a mis en évidence l'existence de malversations liées à l'entreprise publique de production pétrolière *Petrobrás* dans laquelle le parti au pouvoir est impliqué (Vidal, 2015).

Ces phénomènes sociaux sont amplifiés par la situation économique difficile que traverse une partie du monde depuis le début de la **crise économique** en 2008. Cette dernière s'est déclenchée avec la crise des *subprimes* aux États-Unis qui s'est rapidement propagée au niveau mondial (Eichengreen et al., 2012) et a conduit à une diminution du PIB dans de nombreux pays du monde en 2009 comme l'illustre la Figure 7. Depuis, une fragilité économique semble demeurer avec une crise au sein de la zone euro (Gibson et al., 2014), mais aussi une diminution des rythmes de croissance dans les pays en développement et dans les pays émergents, notamment avec la baisse récente du cours du pétrole.

Figure 7 : Croissance du PIB dans le monde en 2009

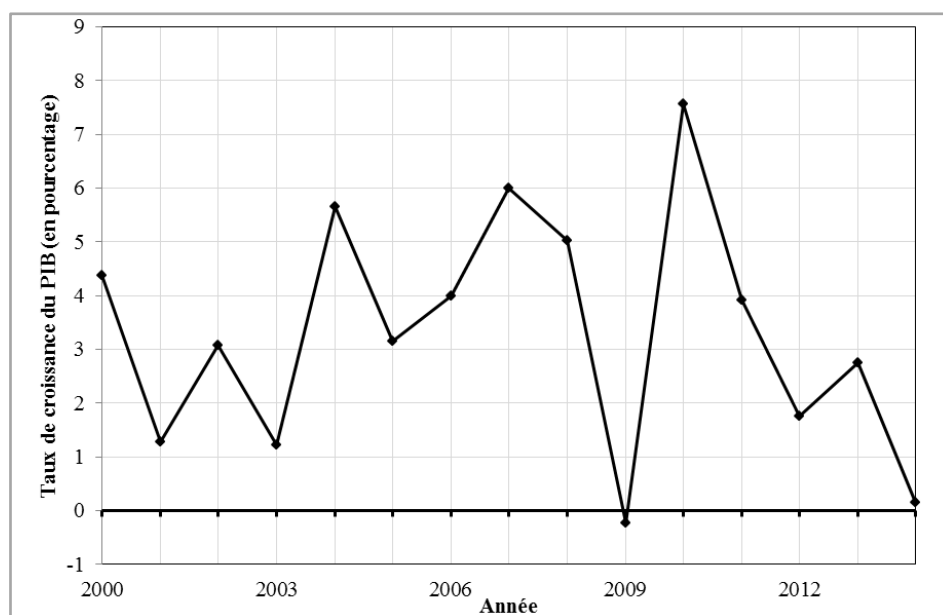


Source : Fonds Monétaire International (<http://www.imf.org/external/datamapper/index.php>).

D'un point de vue économique, le Brésil fait partie de cette dernière catégorie de pays avec une augmentation très marquée de son PIB au cours du XX^e siècle, ce qui en fait aujourd'hui la septième puissance mondiale et un des BRICS (Brésil, Russie, Inde, Chine, Afrique du Sud). Ce développement s'est appuyé sur une industrie en pleine expansion depuis la fin du

XIX^e siècle¹³. D'un point de vue régional, l'essor industriel a principalement favorisé le Sudeste et plus particulièrement São Paulo.

Figure 8 : Croissance du PIB au Brésil sur la période 2000-2014



Source : Auteur. Données : WDI (Banque mondiale, 2014). Calculs à partir du PIB en dollars US constants.

Des difficultés économiques récentes sont tout de même apparues depuis la crise mondiale de 2008. Ainsi, le PIB a connu une baisse de 0,1% en 2009 (voir Figure 8). Après un léger rebond économique, le Brésil devrait de nouveau connaître une croissance négative en 2015 avec un taux de croissance de -1% prévu par le Fonds Monétaire International (FMI, 2015). Un vaste plan d'austérité a été proposé en ce début d'année par le ministre des Finances Joaquim Levy (ancien haut fonctionnaire du FMI) et prévoit une diminution des dépenses étatiques de 69,9 milliards de *Réais*, c'est-à-dire environ 18 milliards d'euros (Bonfanti et al., 2015). Cette situation pourrait avoir des conséquences sociales puisque les budgets associés à la santé et à l'éducation devraient être concernés (Ogier, 2015).

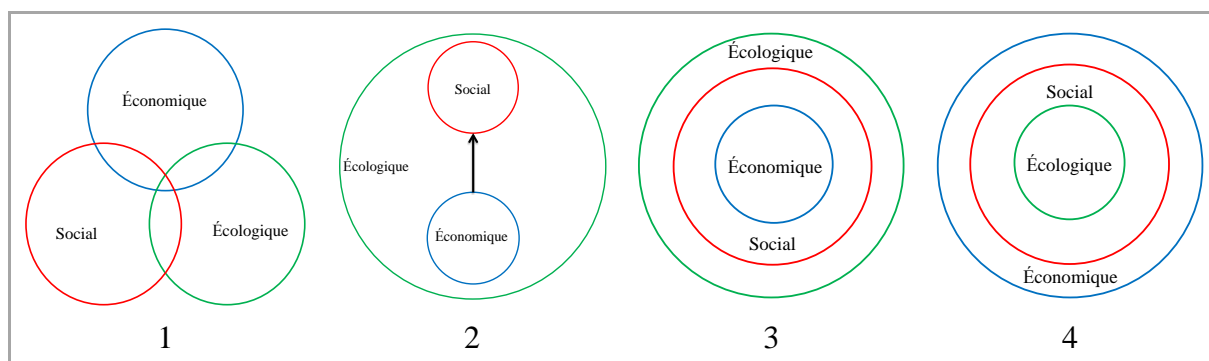
D'un point de vue global, ce sont donc les trois piliers du développement soutenable qui sont fragilisés. En effet, malgré la diversité des approches du développement soutenable, chacun des défenseurs de ce mouvement retient trois piliers – plus ou moins hiérarchisés¹⁴ – recouvrant les dimensions environnementales, sociales et économiques. La Figure 9 illustre

¹³ Pourtant, sous la domination portugaise, la volonté était de faire du territoire brésilien un producteur agricole plutôt qu'un producteur industriel ; la production industrielle étant même prohibée à partir de 1785. L'interdiction est tombée en 1808, mais l'essor industriel n'est arrivé qu'au début du XX^e siècle, notamment par l'apparition d'une volonté politique accompagnée par l'exposition universelle de 1908 (Théry, 2012).

¹⁴ Pour une analyse des objectifs de la soutenabilité, voir également Dobson (1996).

les différentes approches du développement soutenable et montre la présence de ces trois piliers.

Figure 9 : Représentations possibles du développement soutenable



Source : Auteur, inspiré en partie de Sébastien et Brodhag (2004).

La première représentation est celle classiquement proposée et se fonde sur la considération d'objectifs à la fois sociaux, économiques et environnementaux auxquels les sociétés humaines devraient se conformer. La seconde se rapproche de l'écodéveloppement défendu par Sachs (1978) et considère le social comme objectif alors que l'environnement est perçu comme une contrainte à ne pas dépasser et la sphère économique comme un moyen. Les deux autres versions présentent les imbrications possibles de ces différents piliers et correspondent aux propositions de Sébastien et Brodhag (2004) pour représenter les approches écocentrée (3), inspirée par les travaux de Passet (2006), et anthropocentrée du développement soutenable¹⁵ (4). Suivant l'imbrication retenue, les objectifs ne se hiérarchisent pas de la même manière.

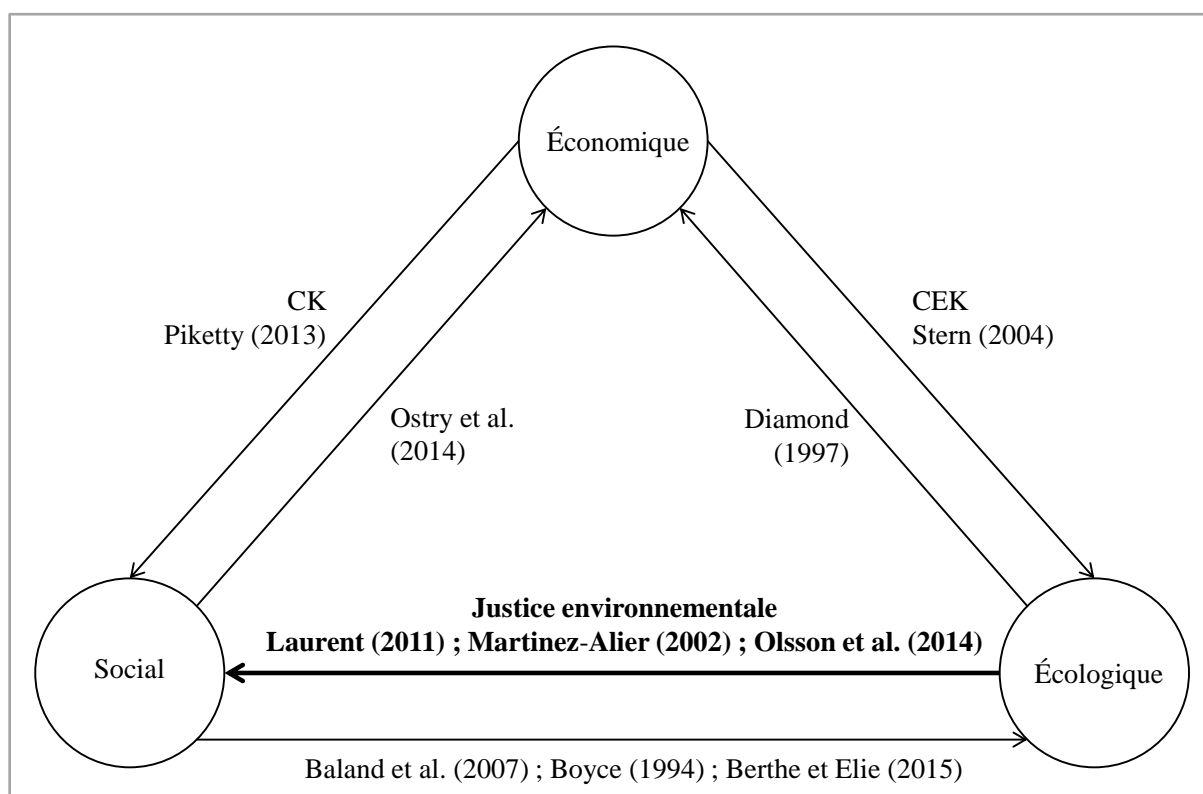
Les interconnexions entre les sphères du développement soutenable

La résolution de chacune des crises précédemment décrites peut donc être un objectif sociétal plus ou moins important suivant la conception du développement soutenable choisie et la perspective normative retenue. Néanmoins, quels que soient le ou les piliers du développement soutenable valorisés, les interconnexions entre ces différentes dimensions ne

¹⁵ Pourquoi conserver « soutenable » plutôt que « durable » ? Soutenable nous semble correspondre davantage à l'utilisation du terme et la traduction convenable de « *sustainable development* ». Durable met, de manière disproportionnée, l'aspect temporel en avant. Par exemple, durable socialement semble plus difficilement définissable que socialement soutenable. Le terme durable existe d'ailleurs en anglais mais n'a pas été choisi. Pour plus de détails sur ce point, voir Vivien (2005). On peut en particulier noter cette citation : « le terme 'durable' a tendance à renvoyer à la durée du phénomène auquel il s'applique, comme si le problème se résumait à vouloir faire durer le développement. Or la notion de soutenabilité permet de mettre l'accent sur d'autres questions relatives à la répartition des richesses entre les générations et à l'intérieur de chacune des générations » (Vivien, 2005, p. 4).

peuvent être négligées pour la mise en place de politiques publiques. À titre d'illustration, si le pilier social est le seul considéré comme valorisable, la mise en place d'une politique proposée pour résoudre les difficultés sociales ne doit pas négliger les éventuelles conséquences des crises économiques et écologiques qui peuvent empêcher l'amélioration de la situation concernant le pilier retenu. Lorsqu'au moins deux piliers sont considérés comme valorisables, la mise en place d'une politique correspondant à un pilier ne doit pas nier les conséquences possibles sur l'autre pilier valorisé. Ainsi, lorsque les individus perçoivent un arbitrage entre deux piliers, ils peuvent dévaloriser les actions politiques dans une des dimensions. Par exemple, la volonté de mettre en place des politiques pro-croissances est souvent une raison pour laquelle les individus ne veulent pas protéger l'environnement (Franzen et Vogl, 2013a ; Scruggs et Benegal, 2012). La compréhension des interconnexions entre ces trois dimensions est donc essentielle. La Figure 10 présente quelques exemples d'analyses sur ce sujet que nous développons dans la suite de cette introduction.

Figure 10 : Exemples d'interactions entre les trois dimensions du développement soutenable



Source : Auteur. En gras, le lien étudié au cours de cette thèse.

Les connexions entre les dimensions économiques et sociales ont été étudiées de nombreuses années avant la réflexion sur le développement soutenable puisqu'elles apparaissent dès les

travaux des économistes classiques tels que Ricardo et Marx¹⁶. En économie, la première théorie basée sur des observations statistiques à ce sujet a été proposée par Simon Kuznets en 1955 dans son article *Economic Growth and Economic Inequality* (Kuznets, 1955). Cette théorie se base sur les statistiques concernant les États-Unis et est à l'origine de la courbe de Kuznets (CK). Selon cette théorie, les inégalités de revenus seraient liées au niveau de richesse d'un pays par une courbe en U inversée. Les inégalités seraient donc amenées à croître dans les premiers stades de la croissance économique puis à décroître dans un second temps. La dynamique des inégalités dans la première moitié du XXe siècle aux États-Unis est conforme à cette observation, avec une forte diminution des inégalités sur cette période (cf. Figure 5). Kuznets (1955), bien que conscient des limites liées à son analyse¹⁷, propose deux raisons à l'augmentation des inégalités. L'épargne étant principalement réalisée par les riches, ils seraient les seuls à bénéficier des actifs générant des revenus. La seconde repose sur le passage d'une société agricole à une société industrialisée et urbaine. Ce passage entraîne un mouvement vers une population urbanisée en général plus inégalitaire. Une inégalité peut aussi demeurer entre les deux groupes, le revenu urbain étant en général plus élevé que le revenu rural. Les effets des différences démographiques entre les groupes sociaux, des politiques pour limiter l'accumulation, de la dynamique industrielle qui rebat les cartes par le progrès technique et du passage d'industries à bas salaires vers des industries à salaires élevés expliqueraient ensuite la réduction des inégalités¹⁸. Étant donné le contexte de la guerre froide, cette théorie a beaucoup séduit aux États-Unis et, malgré les limites de cet article, la courbe de Kuznets a alors été largement diffusée (Piketty, 2013).

Depuis les années 1970, les inégalités sont reparties à la hausse dans les pays développés comme le montre la Figure 5. Pour Piketty, la question économique des inégalités ne doit pas faire oublier la dimension politique de leur dynamique. Ainsi, pour cet auteur, les modifications de la dynamique des inégalités peuvent en grande partie s'expliquer par des changements politiques. Il remet également en cause l'existence d'une loi naturelle telle que décrite par Kuznets (1955). Des mécanismes favorisant la convergence des niveaux de vie ou leur divergence sont tous deux présents et il n'y a pas de raison pour que spontanément les inégalités se réduisent après avoir crû. Le principal mécanisme allant vers la convergence

¹⁶ Chez ces deux économistes, une vision pessimiste de la relation entre croissance et inégalité est défendue, une minorité s'appropriant une part de plus en plus grande des richesses produites par la société.

¹⁷ « *If the above summary of trends in the secular income structure of developed countries comes perilously close to pure guesswork, an attempt to explain these dimly discernible trends may surely seem foolhardy* » (Kuznets, 1955, p. 6).

¹⁸ Piketty, quant à lui, attribue principalement la dynamique de réduction des inégalités pendant la première partie du XXe siècle aux guerres mondiales et aux chocs économiques et politiques associés (Piketty, 2013).

serait associé aux processus de « diffusion des connaissances et d'investissement dans les qualifications et la formation » (Piketty, 2013, p. 47)¹⁹. Ce mécanisme principal n'est pas automatique et dépend de choix politiques, notamment en matière d'éducation. Même en présence de ce mécanisme convergent, des mécanismes divergents peuvent être à l'œuvre comme un processus de décrochage des très hautes rémunérations et surtout un processus de concentration du patrimoine particulier dans un contexte de croissance faible (notée g) et de rendement du capital élevé (noté r). Si r est supérieur à g , le capital stocké produit plus aisément des revenus que les autres sources de revenus. Alors, le capital déjà stocké précédemment augmentera (par une épargne limitée des revenus obtenus) plus rapidement que le capital constitué grâce au travail. La concentration du capital augmente donc et génère de plus en plus de revenus, ce qui perpétue le phénomène. Ce phénomène peut donc être perçu comme un axe fort de divergence et donc d'inégalités.

La relation contraire pourrait être aussi pertinente avec une influence des inégalités sur la croissance comme le montrent Ostry et al. (2014)²⁰. Différents mécanismes peuvent alors relier ces phénomènes (De Dominicis et al., 2008). Les inégalités pourraient être bonnes pour la croissance si la propension marginale à épargner des riches est plus élevée que celle des pauvres²¹. Dans ce cas, deux hypothèses complémentaires doivent être posées. Si l'épargne crée l'investissement comme le supposent les néoclassiques²² et que l'investissement génère de la croissance, alors les inégalités auraient une influence positive sur la croissance. De même, s'il existe de larges coûts irrécupérables, la concentration de la richesse peut être un prérequis à la croissance. Enfin, le dernier argument repose sur le fameux arbitrage entre équité et efficacité avec, en particulier, le rôle potentiel des incitations. De l'autre côté, trois mécanismes sont spécialement mis en avant par la littérature économique sur ce sujet. Le premier mécanisme est le rôle potentiel de la politique fiscale qui peut se dissiper à cause de la mise en place de mesures redistributives. Le second mécanisme est le fait que l'inégalité induirait une instabilité sociale et politique (Alesina et Perotti, 1996). Le dernier mécanisme repose sur le rôle négatif des inégalités sur le capital humain par le manque d'investissements dans l'éducation (Aghion et al., 1999). Ce dernier effet peut être renforcé par le rôle de la fertilité différenciée entre les différents groupes sociaux (De La Croix et Doepke, 2003).

¹⁹ D'autres mécanismes pourraient être à l'œuvre comme la mobilité du capital et du travail, la montée du rôle du capital humain avec le progrès technique ou l'allongement de la durée de la vie. Pour Piketty (2013), le rôle de ces facteurs est à relativiser.

²⁰ Pour une collection des articles influents sur ce sujet, voir Galor (2009).

²¹ Loi psychologique fondamentale de Keynes (Keynes, 1936). Des études récentes semblent confirmer la propension marginale à consommer décroissante avec le revenu dans une société donnée (Dynan et al., 2004).

²² Cette relation n'est pas évidente. Pour des travaux récents, voir McLeay et al. (2014).

Au-delà de ces éléments, la littérature récente sur le sujet met de plus en plus en avant le rôle de la sphère financière pour expliquer les effets négatifs des inégalités sur la durabilité de la croissance par la génération de bulles et l'accélération des cycles financiers (Ostry et al., 2014)²³. D'un point de vue empirique, les deux influences possibles sont identifiées dans la littérature. D'après De Dominicis et al. (2008), ces résultats dépendent notamment de la qualité des données, des modèles utilisés et de la période étudiée. Un article récent de Ostry et al. (2014) propose de distinguer l'effet de la redistribution de celui de l'inégalité. Grâce à cette distinction, ils montrent que l'effet de l'inégalité est négatif sur la croissance et la durabilité de celle-ci (« *growth spell duration* »).

Le facteur social n'est pas le seul à pouvoir influencer sur la croissance et le rôle des conditions environnementales est particulièrement étudié pour comprendre les dynamiques des sociétés humaines sur le temps long. Ainsi, le biologiste et géographe Jared Diamond (1997) a montré l'influence de l'environnement (comme la géographie et la répartition des êtres vivants) sur les sociétés humaines en général et sur la domination des sociétés de la plaque Eurasienne. Il met en avant les rôles joués par la latitude commune à l'ensemble de cette plaque, la diversité des espèces végétales et animales présentes et la densité de population (notamment pour la survie aux épidémies).

La dimension économique, voire la société dans son ensemble, serait donc influencée par la situation « environnementale » de cette société. Néanmoins, l'étude de cette relation ne permet pas de déterminer comment les sociétés dégradent l'environnement puisqu'elle discute en particulier des facteurs originaux (climat, sols, biodiversité...) et ne prend pas en compte les impacts anthropiques. À ce sujet, la courbe de Kuznets, précédemment évoquée, a influencé une autre relation entre la dimension économique et la dimension environnementale. Cette relation, représentée par la courbe environnementale de Kuznets (CEK), relie le niveau de revenu agrégé et les pollutions (ou les prélèvements de ressource) par une courbe en cloche. Selon cette théorie, la pollution, d'abord croissante avec le niveau de revenu par individu, serait ensuite décroissante au-delà d'un certain seuil (Grossman et Krueger, 1995).

Cette proposition remet en cause l'existence d'un simple effet d'échelle, c'est-à-dire le fait que la croissance de l'économie devrait faire croître les pollutions associées. Différentes explications théoriques sont évoquées par la littérature pour justifier l'existence d'un seuil à

²³ Voir également sur ce sujet, les travaux menés à partir de modèles à base d'agents (Dosi et al., 2013).

partir duquel la croissance économique conduirait à une diminution du niveau de pollution²⁴. Stern (2004) décrit quatre causes directes pouvant expliquer ce phénomène : l'existence d'économies d'échelle, un changement des inputs utilisés pour la production, un changement des outputs issus de cette production et une amélioration de la technologie utilisée. Le changement concernant ces variables peut provenir de différents phénomènes associés à la croissance comme une augmentation de l'éducation à l'environnement, des régulations politiques et du niveau de conscientisation de la population. Plus simplement, atteindre un certain niveau de PIB pourrait permettre de dégager les ressources nécessaires pour minimiser les dégâts environnementaux générés par l'activité humaine.

Cependant, l'étape des vérifications empiriques a largement remis en cause cette hypothèse pour diverses raisons, et notamment des différences entre polluants²⁵ et des fragilités méthodologiques²⁶. Les travaux économiques se sont alors concentrés sur l'identification de variables déterminantes omises pour comprendre les différences de pressions anthropiques sur l'environnement. Le renforcement actuel des inégalités économiques, de plus en plus reconnu comme générateur d'effets secondaires, par exemple sur la santé ou la croissance, a été une piste pour la compréhension des différences de pressions anthropiques entre les sociétés (Torras et Boyce, 1998).

La pertinence de cette dimension sociale conduit à s'intéresser à la dernière relation possible entre les sphères du développement soutenable, c'est-à-dire les liens potentiels entre les aspects sociaux et environnementaux de celui-ci. Cette relation est la moins étudiée en économie et est, pour cette raison, décrite comme un chaînon manquant de l'analyse sur le développement soutenable (Laurent, 2015). Le fait de négliger ce lien conduit à oublier le rôle de la dimension sociale dans le développement soutenable (Ballet et al., 2012 ; Clément et al., 2012). Un cercle vicieux est souvent envisagé entre la pauvreté et la dégradation de l'environnement conduisant à une vision pessimiste concernant l'aboutissement conjoint de ces deux objectifs (Clément et al., 2012). Pourtant, le lien est complexe et les progrès dans ces

²⁴ Pour une synthèse des résultats sur ce sujet, voir en particulier Dinda (2004) et Stern (2004).

²⁵ Il peut également exister une grande diversité de résultats pour une même problématique environnementale. Voir, par exemple, Choumert et al. (2013) concernant la question de la déforestation.

²⁶ Des limites théoriques sont également présentes comme le rôle du commerce international dans la diminution des pollutions des pays développés, avec notamment l'effet des havres de pollution, mais aussi les éventuels effets retours de la dégradation de l'environnement sur la croissance économique.

deux dimensions peuvent se renforcer ou se nuire²⁷. Une compréhension fine des deux directions de la relation entre ces dimensions est donc requise pour permettre un développement socialement et écologiquement soutenable.

D'un point de vue théorique, la nature de la relation concernant le rôle du social, et notamment des inégalités économiques, sur la dégradation de l'environnement est envisagée différemment selon les auteurs. Tout d'abord, certaines études analysent la manière dont les inégalités sociales inhibent, en général, la coopération dans le cas de la gestion des communs locaux (Baland et al., 2007). À l'échelle régionale ou macroéconomique, le rôle des inégalités économiques dans la dégradation de l'environnement s'articule autour de deux canaux : un canal économique, lié notamment aux pollutions des ménages par leur consommation suivant leur niveau de revenus, et un canal politique (Berthe et Elie, 2015)²⁸. Pour résumer, du côté économique, une augmentation des inégalités peut potentiellement avoir un effet mécanique sur le niveau de pression environnementale, dépendant de la propension marginale à polluer en fonction du revenu au sein de la population. Si la propension marginale à polluer est décroissante, l'augmentation des inégalités serait alors bénéfique pour l'environnement. L'augmentation des inégalités peut également avoir un effet holistique, si elle modifie les normes sociales, telles que l'individualisme, le consumérisme ou le court-termisme. Par exemple, une société qui deviendrait plus consumériste suite à l'augmentation des inégalités pourrait connaître une augmentation des pollutions dues aux consommations des ménages. Du côté politique, l'influence des inégalités économiques sur l'environnement dépend des catégories sociales qui souhaitent la protection de l'environnement et de la façon dont la décision politique est prise, c'est-à-dire si cette dernière donne un pouvoir supérieur aux populations les plus riches ou si chaque individu possède un vote comme dans le cadre électoral de la majorité simple. À titre d'illustration, si ce sont les populations pauvres qui souhaitent la protection de l'environnement en général, ou d'un bien environnemental particulier, et que la décision est monopolisée par les plus riches, alors l'augmentation des inégalités aura des conséquences négatives sur la protection de l'environnement²⁹.

²⁷ La relation possible entre les pôles sociaux et environnementaux du développement soutenable ne semble pas unique. En effet, il existe probablement des configurations sociales, environnementales, économiques ou institutionnelles plus propices à l'émergence d'une relation positive entre l'atteinte d'objectifs sociaux et l'atteinte d'objectifs environnementaux.

²⁸ Cette littérature a été initiée par les travaux de Boyce (1994).

²⁹ Pour une synthèse de la littérature théorique sur ce sujet, voir les développements présentés au sein de l'Annexe 1, et notamment le schéma de synthèse situé sur la dernière page de cette annexe.

Cette relation complexe a également été étudiée d'un point de vue empirique. Bien que ne permettant pas d'isoler des mécanismes précis parmi ceux présentés ci-dessus, les développements empiriques actuels tendent à montrer que les inégalités sont nuisibles au maintien de la biodiversité et à l'existence de politiques environnementales³⁰.

Les conséquences sociales des conditions environnementales et des politiques associées

Le lien entre la dimension sociale et la dimension environnementale du développement soutenable se matérialise également par l'influence de l'état et de la gestion de l'environnement sur la situation sociale des individus et sur les inégalités associées. Le premier élément relatif à l'inégalité face à l'environnement se situe dans le cadre de l'état du milieu naturel transmis aux générations futures (Gosseries, 2004). En effet, le dérèglement climatique et la destruction des écosystèmes actuels pourraient conduire à une forte inégalité entre les générations présentes et les générations futures au regard de l'état de l'environnement. Cet aspect est une des deux raisons justifiant l'intérêt normatif du pilier environnemental, l'autre étant la considération d'une valeur de l'environnement pour lui-même. Dans les deux cas, une préservation de l'environnement peut s'imposer comme un objectif final. Cette inégalité est donc au centre même du pilier environnemental et ne correspond pas directement à une interaction avec la dimension sociale du développement soutenable.

Nous concentrerons donc notre propos sur un aspect moins traité par la littérature académique, c'est-à-dire la répartition inégalitaire de l'environnement au sein d'une même génération. Pourtant, cette répartition n'est pas anodine puisque l'environnement est au cœur d'enjeux pour les populations comme la santé, les conditions de vie et le bien-être. Ainsi, la crise environnementale, par la dégradation des milieux et l'accaparement des ressources, renforce potentiellement la crise sociale en superposant des inégalités associées à l'environnement aux inégalités sociales et économiques préexistantes (Laurent, 2011).

Face à ce constat, l'analyse des inégalités sociales face à l'environnement a connu son origine dans le courant hygiéniste au XIXe siècle, puis s'est développée, dans le mouvement reconnu sous le terme d'*Environmental Justice* aux États-Unis, au cours des années 1980 par la mise en évidence de la surexposition des minorités ethniques face aux risques environnementaux. Diverses formes de ces nouvelles inégalités ont été mises en exergue en sciences sociales.

³⁰ Pour une synthèse des résultats empiriques de la littérature sur ce sujet, voir l'Annexe 2.

Cette littérature montre que les plus pauvres dépendent le plus de leur environnement et souffrent des effets de la pollution (Martinez-Alier, 2002) et du changement climatique (Olsson et al., 2014) de manière disproportionnée. Pour prendre quelques exemples, Bouvier (2014) montre, dans le contexte de l'État du Maine aux États-Unis, que la distribution des polluants de l'air est très différenciée dans cet État avec des inégalités d'exposition largement supérieures aux inégalités de revenus³¹. De même, le statut socio-économique semble avoir une influence sur les pollutions subies par les ménages. Une récente étude sur la Grande-Bretagne et les Pays-Bas montre que, dans ces deux contextes, les 20% de la population vivant dans les quartiers les plus pauvres³² subissent plus de pollutions par les particules en suspension³³ et le dioxyde d'azote³⁴ que les 20% de la population vivant dans les quartiers les plus aisés (Fecht et al., 2015). Le faible accès aux ressources environnementales s'exprime, quant à lui, par la pauvreté énergétique (Laurent, 2015). Cet auteur prend pour exemple le Royaume-Uni où la population souffrant de ce problème a triplé en 9 ans pour toucher jusqu'à 15 % de la population en 2011. Enfin, concernant le changement climatique, les pays les plus touchés devraient être des pays pauvres, et en particulier, les petits États insulaires en développement, déjà concernés par des problèmes sociaux importants et des niveaux de développement faibles, qui pourraient devenir inhabitables (Olsson et al., 2014). De plus, les impacts du changement climatique ajoutent une frontière supplémentaire dans les contextes de pauvreté et un choc très faible, causé par le changement climatique, peut avoir des conséquences sociales très élevées alors que des populations plus riches auraient les moyens de s'adapter.

Les individus d'une société ont également des impacts différenciés sur l'environnement à travers l'émission de pollutions. À titre d'illustration, d'un point de vue international, la Figure 1 présente des résultats sur ce constat. À partir de cette figure, nous pouvons observer que les pays les plus riches du monde sont ceux dont les empreintes écologiques par habitant sont les plus élevées (Amérique du Nord, Europe), alors que les pays pauvres, et notamment l'Afrique, possèdent les empreintes écologiques les plus faibles. D'après cet indicateur, 3,9

³¹ Dans ce contexte, les inégalités de revenus sont caractérisées par un indice de Gini de 0,328 contre 0,803 pour les inégalités de pollutions.

³² En Grande-Bretagne, le statut socioéconomique est mesuré par un indice de privation multiple et, aux Pays-Bas, par le pourcentage de la population bénéficiant d'aides sociales.

³³ Les particules en suspension sont couramment dénommées PM₁₀. Les résultats identifient la présence en moyenne de 22,7 µg/m³ de PM₁₀ dans les quartiers les plus défavorisés contre 19,3 µg/m³ dans les quartiers les plus favorisés en Grande-Bretagne et 17,4 µg/m³ contre 17,3 µg/m³ aux Pays-Bas.

³⁴ Les auteurs identifient des niveaux de pollution de 35,1 µg/m³ contre 27,2 µg/m³ en Grande-Bretagne et 31,5 µg/m³ contre 25,4 µg/m³ aux Pays-Bas.

planètes seraient nécessaires pour soutenir la façon de vivre des ménages américains contre moins de la moitié d'une planète si tout le monde consommait les ressources utilisées en moyenne par un Bangladeshi. De même, à l'échelle d'un pays, les niveaux de pollution sont très différenciés suivant les lieux de vie, mais aussi suivant le revenu (voir la sous-section 1.1 de l'Annexe 1 pour une synthèse des élasticités à la consommation et au revenu des pollutions par les ménages). Pour le revenu, l'existence d'une potentielle Courbe Environnementale de Kuznets à l'échelle du ménage semble encore plus remise en cause que celle d'une éventuelle CEK à l'échelle des pays avec l'identification récente d'un mode de vie très intense en carbone des classes les plus aisées (Baiocchi et al., 2010)³⁵.

De même, d'autres auteurs ont identifié les conséquences inégalitaires des politiques environnementales en se basant, plus particulièrement, sur les effets distributifs régressifs potentiels des taxations environnementales (Ekins, 1999 ; Ekins et al., 2011). Des inégalités peuvent aussi émerger de la construction de ces politiques environnementales. En effet, certaines personnes peuvent avoir un accès facilité à la mise en place des politiques par leurs capacités à influencer la décision environnementale³⁶ ou par un manque d'information des autres populations³⁷.

Malgré l'importante littérature sur les relations statistiques liant la pauvreté, l'appartenance à des minorités ethniques et la qualité de l'environnement, ces études intègrent rarement une conception de la justice permettant d'établir le caractère juste ou injuste d'une situation donnée. De même, les théories de la justice, alors qu'elles s'attardent fortement sur la question environnementale dans la perspective intergénérationnelle, ne font souvent qu'effleurer les questions de la répartition spatiale et sociale de l'environnement naturel. Face à cela, la science économique, souvent perçue comme la science de la répartition, s'est principalement focalisée sur l'efficacité et l'optimalité de la distribution des externalités et des ressources environnementales.

Fort de ces constats, l'inclusion de la problématique de la répartition de l'environnement dans le champ de l'économie apparaît comme une nécessité afin de mieux évaluer les conditions et

³⁵ Il est à noter que l'incapacité de certaines populations à diminuer leurs pressions environnementales, notamment pour des raisons budgétaires, peut être stigmatisée et donc la cause d'inégalités sociales basées sur ce que nous pourrions nommer une « frustration environnementale » de ces populations.

³⁶ Boyce (2007) définit cinq formes de pouvoir associées à la prise de décision politique en matière environnementale : pouvoir d'acheter, pouvoir de décision, pouvoir de mettre à l'agenda, pouvoir d'influencer les valeurs et les normes sociales et le pouvoir d'influencer la situation dans laquelle la décision doit être prise.

³⁷ Cette information peut ne pas exister, être détenue uniquement par d'autres populations, ou ne pas être accessible à cause d'un niveau d'éducation trop faible des populations concernées.

les politiques environnementales qui interagissent avec les individus et de ne pas négliger la dimension sociale qu'elles recouvrent. Cette exigence permettrait d'intégrer dans les politiques sociales et environnementales des enjeux de justice sociale associés à la répartition de l'environnement entre les populations au sein d'une même génération.

La prise en compte de ces nouvelles formes d'inégalités n'est possible qu'à partir d'une analyse approfondie de celles-ci. Pour ce faire, nous proposons dans cette thèse d'apporter une réponse à la problématique suivante : **comment intégrer dans l'analyse économique de l'environnement la question de la gestion juste et/ou égalitaire des ressources, des pollutions et des politiques environnementales ?** En particulier, l'analyse économique pourrait apporter une mesure des progrès ou des reculs en matière de justice au regard de la distribution de l'environnement et donc proposer une **mesure des inégalités environnementales**. Néanmoins, les mesures possibles des inégalités ne sont pas uniques et il demeure nécessaire d'identifier les **fondements normatifs** inhérents à chacune des mesures des inégalités proposées.

Démarche et plan de la thèse

À partir de ces questionnements, notre thèse s'articule en deux parties. La **première partie** s'inscrit dans une démarche théorique en proposant d'identifier la manière dont le concept d'inégalité environnementale peut être intégré dans une analyse économique à visée normative. En particulier, nous analysons l'intérêt du concept d'inégalité environnementale pour comprendre la justice sociale au regard des biens environnementaux.

Pour ce faire, le premier objectif de notre travail, développé au sein du **premier chapitre**, est de proposer une synthèse des courants de pensée ayant intégré les questions sociales associées à l'environnement en sciences sociales et d'identifier la place qu'occupe la notion d'inégalités au sein de ces travaux. En effet, plusieurs courants de pensée se sont intéressés aux conséquences sociales des conditions environnementales et des politiques environnementales sans nécessairement proposer une référence explicite au concept d'inégalité. Ensuite, nous proposons une typologie interdisciplinaire des inégalités environnementales. Ce travail permet de dépasser la difficile définition de ce concept, maintes fois esquissée, mais toujours critiquée car ne prenant pas en compte la pluralité des inégalités environnementales potentielles. Cette typologie originale permet donc de proposer, de manière analytique, une caractérisation multidimensionnelle des inégalités environnementales dans un cadre unique

par l'identification des points de clivages principaux entre ces différentes formes. Dans la suite de ce chapitre, cette typologie nous permet d'identifier les intérêts positifs, normatifs et méthodologiques de ce concept pour l'analyse économique des questions environnementales. Une distinction entre les deux champs économiques s'intéressant à ces questions, c'est-à-dire l'économie de l'environnement et des ressources naturelles et l'économie écologique, est mobilisée. L'identification des objectifs normatifs portés par chacun de ces champs, mais aussi de leurs bases épistémologiques, rend possible une lecture approfondie de la place de la dimension sociale et des inégalités environnementales dans leurs développements théoriques comme empiriques. Au final, ce chapitre montre que le concept d'inégalité environnementale peut devenir un outil fondamental pour décrire la justice sociale au regard de l'environnement au sein de l'économie écologique, et plus précisément au sein de l'économie de la soutenabilité décrite par Baumgärtner et Quaas (2010a).

Ainsi, le concept d'inégalité environnementale est utile comme concept normatif permettant la définition de la justice sociale au regard de l'environnement. Ce concept permet donc de comprendre, de manière approfondie, comment la dégradation de l'environnement et la mise en place de politiques publiques environnementales peuvent conduire à la diminution du niveau de justice sociale, et donc à la non-résolution de la crise au sein de la dimension sociale du développement soutenable. Néanmoins, ce concept d'inégalité environnementale est souvent utilisé, notamment dans la littérature empirique, sans faire clairement référence à des conceptions de la justice préexistantes. Différentes méthodes, pouvant conduire à des conclusions parfois opposées, en matière de recommandation politique par exemple, cohabitent alors, sans que les positions morales sous-jacentes ne soient révélées. Pourtant, l'économie écologique porte comme concept de base la révélation des positionnements éthiques et des valeurs incorporées dans les analyses scientifiques réalisées. Pour combler ce manque, le **deuxième chapitre**, basé sur une perspective de philosophie économique, propose la définition de quatre formes d'inégalités environnementales pouvant être considérées comme injustes suivant différentes conceptions égalitaristes de la justice dans une perspective de justice distributive. Les raisons de considérer une approche égalitariste de la justice sociale et celles de s'attarder sur la dimension distributive sont également développées. Considérer une inégalité environnementale comme injuste ne suffit pas à exprimer la justice sociale puisque de nombreux arbitrages peuvent exister entre l'objectif de réduction d'une forme d'inégalité environnementale et d'autres objectifs valorisables au sein d'une société donnée. Afin d'aboutir à une vision complète des inégalités environnementales pouvant être

considérées comme injustes, nous analysons donc les arbitrages existant avec d'autres dimensions de la justice comme la justice intergénérationnelle.

À la suite de ce travail théorique, la **seconde partie** de notre thèse s'articule autour de l'étude des enjeux de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil. L'eau, bien essentiel à la vie, possède un fort impact social sur les populations si elle est mal répartie, et nous a donc semblé représenter un enjeu essentiel pour l'évaluation des inégalités environnementales dans un objectif de justice sociale. Comme nous l'avons développé dans cette introduction, le Brésil est un cas d'étude particulièrement intéressant puisqu'il possède de nombreuses richesses environnementales et une situation sociale caractérisée par des inégalités très élevées et par une partie de la population n'ayant pas accès à des services de base comme l'eau et l'assainissement. De plus, ce pays, très vaste, est caractérisé par des milieux environnementaux et des situations sociales très diverses qui permettent de capter une pluralité d'enjeux associés à l'accès aux services d'eau et d'assainissement. Cette problématique de l'accès à l'eau et à l'assainissement est donc une illustration pertinente de notre propos théorique développé dans les deux chapitres précédents, mais porte également une problématique empirique à part entière, celle de l'accès équitable à des services de base par l'ensemble de la population d'un pays émergent aux contradictions sociales fortes. Les données mobilisées pour ce travail empirique sont principalement issues de l'enquête sur le budget des ménages conduit par l'Institut Brésilien de Géographie et de Statistiques. Cette base de données permet d'obtenir une information détaillée sur la situation socio-économique et sur l'accès à l'eau et à l'assainissement d'environ 55 000 ménages brésiliens.

Le **troisième chapitre** présente la situation environnementale, en se focalisant sur la question de l'eau, ainsi que la situation sociale du Brésil. Cette compréhension des spécificités de ce territoire, comme le rôle que jouent les États dans ce pays fédéral, la complexité de la gestion de l'eau ou les retards accumulés au cours du XX^e siècle concernant l'assainissement, est nécessaire pour analyser les inégalités et les injustices au regard de la situation actuelle au Brésil. À partir de cet état des lieux, une analyse économétrique est conduite pour identifier les déterminants socio-économiques et institutionnels de l'accès aux services d'eau et d'assainissement par les ménages brésiliens. Cette analyse, qui permet de déterminer l'influence des caractéristiques des ménages sur l'accès à l'eau et à l'assainissement, est, à notre connaissance, la première étude de ce type concernant l'intégralité du territoire brésilien. Pour identifier les déterminants pertinents, une synthèse de la littérature empirique

sur ce sujet, basée sur une recherche bibliographique détaillée des articles, est également construite. La diversité du territoire brésilien et le rôle joué par les États dans la mise en place des services d'accès à l'eau et à l'assainissement nous conduisent également à mobiliser une méthode spécifique afin de révéler l'influence de cet échelon territorial sur l'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages. Ainsi, ce chapitre se termine par l'identification de déterminants étatiques de l'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages à l'aide de modèles multiniveaux. Cette approche permet d'apporter un regard nouveau sur les déterminants pertinents de l'accès à l'eau et l'assainissement, en incluant à la fois des caractéristiques des ménages et des territoires qu'ils occupent. Au final, ce chapitre permet de révéler la pertinence des dimensions socio-économiques et territoriales pour comprendre les disparités d'accès aux services d'eau et d'assainissement dans ce contexte.

Dans un **quatrième et dernier chapitre**, nous proposons de mesurer les inégalités environnementales dans le contexte des deux régions les plus déficitaires en services d'eau et d'assainissement au Brésil, c'est-à-dire les régions Nord et Nordeste. Pour réaliser cette étude, les méthodes pouvant être utilisées pour mesurer les inégalités environnementales sont présentées. Chaque méthode correspond à une des conceptions de la justice développées dans la première partie. Pour établir cet inventaire des méthodes disponibles, nous nous basons sur une revue de littérature des travaux ayant mesuré les inégalités environnementales. Ceux-ci étant relativement limités, nous étendons notre analyse à un ensemble de méthodes provenant de l'étude des inégalités économiques, des inégalités de santé et des inégalités d'éducation. Ce travail permet donc d'offrir une synthèse des méthodes pertinentes pour mesurer chacune des formes d'inégalités environnementales, quel que soit le sujet d'étude. À la suite de ce développement, nous proposons d'établir un indicateur composite pour servir de référence à la mesure des inégalités associées aux services d'eau et d'assainissement. Les inégalités environnementales propres au contexte brésilien sont ensuite mesurées en différenciant les types d'inégalités environnementales possibles et en étudiant plus particulièrement le rôle du territoire (niveau d'urbanité et région) et des caractéristiques socio-économiques des ménages. Ce dernier chapitre permet ainsi de mettre en œuvre les principes théoriques présentés au sein du deuxième chapitre et de contribuer à une meilleure compréhension de l'équité de la distribution des services d'eau et d'assainissement dans le contexte brésilien.

Partie 1

**Analyse économique des inégalités environnementales :
définition et fondements normatifs**

Introduction de la partie 1

« *Il est temps de remettre la question des inégalités au cœur de l'analyse économique et de reposer les questions du XIXe siècle* » (Piketty, 2013, p. 38). C'est ainsi que Thomas Piketty incite les économistes à s'attarder sur les questions des inégalités au sein de son best-seller économique *Le capital au XXIe siècle*. Cette invitation ne s'adresse pas spécifiquement à l'économiste préoccupé par les questions environnementales, mais fait tout de même écho à la faible prise en compte des problématiques sociales dans l'analyse du rapport entre l'Homme et son environnement.

Fort de ce constat, nous proposons dans cette partie d'étudier comment le concept d'inégalité environnementale peut fournir aux économistes un concept solide pour appréhender les questions sociales associées à l'environnement. Ce concept ne peut être utile que s'il est défini, s'il permet le dialogue entre les sciences sociales et si des bases normatives sont fournies pour son évaluation dans un objectif de justice sociale. Ainsi, la première partie de notre thèse s'attache à comprendre ce que le concept d'inégalité environnementale peut apporter à l'analyse économique et à définir, de la manière la plus précise possible, des fondements normatifs pour que ce concept puisse être inclus dans une évaluation de la justice sociale.

Après avoir identifié les courants de pensée ayant intégré les questions sociales associées à l'environnement, nous proposons une définition interdisciplinaire de ces inégalités qui permet d'en capter le caractère multidimensionnel et d'en identifier l'utilité en économie de l'environnement et des ressources naturelles et en économie écologique (chapitre 1). À partir de la littérature en philosophie économique, nous proposons alors une analyse des formes d'inégalités environnementales pouvant être considérées comme justes ou injustes suivant différentes conceptions égalitaristes de la justice et suivant les arbitrages existants avec d'autres dimensions de la justice (chapitre 2).

Chapitre 1

**Inégalités environnementales : conceptualisation et
intégration dans l'analyse économique**

Table des matières du chapitre 1

| | |
|---|----|
| Introduction du chapitre 1 | 45 |
| 1 Historique des courants de pensée intégrant les questions sociales associées à l'environnement..... | 47 |
| 1.1 « Environmental justice » et racisme environnemental | 49 |
| 1.2 Inégalité et justice environnementale en Europe | 52 |
| 1.3 La Political Ecology et les conflits de distribution écologique..... | 56 |
| 1.4 Développement soutenable : l'égalité comme objectif ou comme conséquence ? | 58 |
| 1.5 Éthique environnementale : un lien avec les questions sociales ? | 60 |
| 1.6 Synthèse et points de clivages entre les différentes approches | 61 |
| 2 Définir les inégalités environnementales | 63 |
| 2.1 Contenu et frontières du concept d'inégalité environnementale..... | 64 |
| 2.2 La polysémie d'un concept à visée interdisciplinaire : proposition de typologie | 68 |
| 3 Justice, inégalités et environnement : une question économique ?..... | 70 |
| 3.1 Intégration des inégalités environnementales en économie : discerner les arguments positifs, normatifs et méthodologiques | 72 |
| 3.2 Analyses économiques positives des inégalités environnementales..... | 74 |
| 3.3 Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective néoclassique | 76 |
| 3.4 Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective de l'économie écologique | 81 |
| 3.5 L'économie de la soutenabilité comme porteuse des questionnements sur les inégalités environnementales | 86 |
| 4 Conclusion du chapitre 1 | 95 |

Introduction du chapitre 1

Les sciences sociales, et la science économique en particulier, ont principalement abordé la problématique environnementale comme une question technique et objective sans lien avec les enjeux sociaux. Pour les économistes, les questions environnementales sont souvent analysées à partir de processus d'optimisation économique sur le long terme ou comme une gestion optimale d'externalités. Négliger le social dans le traitement scientifique des enjeux environnementaux est un choix hautement discutable. Différentes raisons peuvent expliquer l'exclusion de ces questions sociales au sein de la littérature économique.

D'un côté, Røpke (2005), dans son analyse de l'émergence du courant *Ecological Economics*, explique cet oubli par la volonté des naturalistes et de certains économistes de s'appuyer sur des **thématiques non chargées de valeur** : « *finally, both mainstream economists and natural scientists tended to consider their own work as value-free, so they preferred to avoid what they considered political issues such as distribution inside the present generations* » (Røpke, 2005, p. 268). Ainsi, enlever la dimension sociale permettrait de centrer les recherches académiques concernant l'environnement sur des sujets consensuels – ou quasi-consensuels – tels que l'optimisation à long terme et la considération des générations futures.

De son côté, Theys (1993 ; 2007) approfondit cette question en mettant en avant la construction historique du concept d'environnement depuis l'émergence des problématiques écologiques au cours des années 1960. Trois conceptions se seraient alors construites : une **biocentrique**, une **technocentrique** et une **anthropocentrique**. La première se concentre sur une analyse objective basée sur les sciences naturelles où l'environnement constitue un ensemble d'éléments qu'il faut protéger, conserver, et/ou aider à se reproduire. La seconde conception se serait développée dans la volonté d'appréhender une interface entre systèmes humains et systèmes écologiques, les systèmes écologiques alors perçus comme un ensemble de limites et de risques auxquels les ingénieurs devraient proposer des solutions techniques. Ces deux conceptions se seraient imposées après la formalisation du désintérêt des groupes sociaux défavorisés pour l'environnement. La troisième conception est restée minoritaire et repose sur la prise en compte de l'environnement comme une interface Homme-Nature, c'est-à-dire les relations entre les individus et le milieu dans lequel ils vivent. Comme pour Røpke (2005), l'oubli de cette dimension aurait conduit à considérer la problématique environnementale comme une valeur universelle, désirée par tous, sans prendre en compte la dimension sociale que peuvent revêtir les enjeux environnementaux.

Theys (2007) considère aussi l'économie de l'environnement comme une science ayant théorisé le désintérêt des catégories populaires pour l'environnement et donc conduit au traitement des questionnements environnementaux en tant que problématiques universelles. Le désintérêt de ces groupes sociaux pour l'environnement est constaté à partir du faible consentement à payer pour l'environnement de cette population. Pourtant, étant donné les contraintes budgétaires subies par les plus défavorisés, ce faible consentement à payer ne vient pas en contradiction avec un intérêt pour l'environnement (Martinez-Alier, 2002). Dans le prolongement des travaux de Martinez-Alier (1995), Theys (2007) envisage enfin une raison politique à la faible considération des catégories populaires dans l'étude de l'environnement. La forte mobilisation des classes moyennes pour certaines aménités aurait pu participer à l'étude scientifique de ces problématiques et entraîner le fait de négliger l'étude des biens environnementaux de base au cœur des préoccupations des groupes sociaux populaires.

Les débats scientifiques et politiques se sont alors centrés sur les problématiques environnementales universelles en écartant la dimension sociale. Bien que l'analyse de la relation entre générations présentes ait été délaissée au profit de l'analyse de la relation entre l'Homme et la Nature à long terme, l'impossibilité d'une croissance infinie, pour subvenir aux besoins de tous, nous place dans l'obligation de considérer les problématiques de justice et de répartition au sein d'une génération et donc de réintégrer la question sociale.

À partir de ce constat, l'objectif de ce chapitre est de comprendre comment les inégalités environnementales fournissent un support à l'intégration de la dimension sociale dans l'analyse des problématiques environnementales en sciences économiques. Pour cela, nous identifions les courants de pensée développant une analyse sociale des questions environnementales (section 1). Ensuite, nous proposons une définition des inégalités environnementales, inégalités envisagées dans cette thèse comme un concept central pour exprimer la justice sociale dans la résolution des problématiques environnementales (section 2). Ce concept, moins utilisé que ceux d'équité et de justice environnementale, est de plus en plus mobilisé, et notamment en sociologie, en épidémiologie et dans les approches empiriques en économie. Enfin, nous analyserons la manière dont la science économique, dans son appréhension de la problématique environnementale, peut considérer les problématiques de justice et d'inégalités associées (section 3).

1 Historique des courants de pensée intégrant les questions sociales associées à l'environnement

Bien que les visions biocentrique et technocentrique se soient imposées dans le développement des problématiques environnementales, le terrain n'est pas vierge d'analyses sociales de l'environnement. La littérature académique, comme certains mouvements militants, ont porté depuis le XIX^e siècle les problèmes sociaux liés à l'état de l'environnement. Afin d'identifier les différences entre ces différents courants, nous avons choisi, dans cette première section, d'analyser les mouvements militants et académiques ayant mis au centre de leurs études les questions sociales associées à l'environnement.

Les premières évidences de la considération du lien entre pauvreté et mauvaises conditions environnementales sont identifiables dans la volonté d'hygiénisation du continent européen au XIX^e siècle. En particulier, le mouvement hygiéniste et celui de la médecine sociale ont montré les liens existant entre pauvreté et morbidité/mortalité dus aux conditions environnementales des populations les plus pauvres (Cornut et al., 2007, p. 7). Dans ce contexte, les conditions environnementales des plus pauvres ne sont pas posées comme un problème en soi, mais comme un problème en tant que cause des maladies et des épidémies.

En France, les travaux de Villermé (1828) ont été fondateurs pour asseoir l'existence d'une inégalité sociale devant la maladie et la mort (Jorland, 2010). À la suite d'études statistiques, Villermé énonce ce principe : « la richesse ou l'aisance fait abandonner ses enfants naturels, rend les mariages moins féconds, diminue le nombre de naissances, et conserve la vie ; (...) au contraire, avec la pauvreté ou l'indigence, l'homme donne beaucoup plus souvent une existence civile à ses enfants, en produit davantage, les conserve moins et meurt lui-même plus tôt » (Villermé, 1826, p. 243-244). L'environnement n'est pas alors cité comme une cause des maladies, puisque ses travaux s'attèlent principalement à l'identification des souffrances liées au travail des plus pauvres. En effet, son objectif premier est de lutter contre la pauvreté et pas contre la mort et la maladie. Cependant, ce travail met en évidence le constat d'une différence entre riches et pauvres qu'il s'agit ensuite d'explicitier.

En Angleterre, le rapport d'Edwin Chadwick (1842)³⁸ identifie le fait que de mauvaises conditions sanitaires entraînent l'occurrence plus fréquente de la mort par des maladies infectieuses et épidémiques. Dans ce rapport, les conditions sanitaires regroupent notamment la pollution de l'air et de l'eau, le surpeuplement et le mauvais assainissement. Il présente

³⁸ <http://ia700303.us.archive.org/25/items/reportonsanitary00chadrich/reportonsanitary00chadrich.pdf>

alors un lien entre de mauvaises conditions sanitaires, l'appartenance à la classe des travailleurs et la mortalité (ou la morbidité). Similairement, en Allemagne, Max Von Pettenkofer prétend que : « les maladies et les épidémies se répandaient surtout dans les groupes sociaux défavorisés aux conditions de vie précaires » (Hudeman-Simon, 1999, p. 153). La propreté et l'hygiène publique comme privée deviennent alors une priorité censée résoudre les problèmes de santé des populations les plus fragiles. Les États mettent alors en place des politiques prophylactiques et sanitaires (Hudeman-Simon, 1999). Les artisanats insalubres sont déplacés des centres-villes et des systèmes d'assainissement sont développés.

Les hygiénistes sont les premiers à mettre en avant le mauvais environnement des plus pauvres, employant même la notion de « maladie sociale » pour caractériser certaines épidémies. Pour autant, l'objectif réel de l'hygiénisme n'est pas nécessairement la justice sociale. L'engouement pour l'hygiénisme s'explique aussi par les craintes de déperdition de l'espèce humaine très répandues pendant une partie du XIX^e siècle et par la volonté de limiter l'étendue des épidémies afin qu'elles ne touchent pas les plus aisés. Le développement de cette pensée concernant l'hygiène sanitaire s'est accompagné d'une « hygiène morale », c'est-à-dire le fait d'imposer aux plus pauvres un moralisme sur les bonnes mœurs (Hudeman-Simon, 1999, p. 155). Cette « hygiène morale » renforce le doute concernant l'objectif de justice sociale de l'hygiénisme.

Ce mouvement, fondé au XIX^e siècle en Europe, se dissémine dans le monde entier notamment par la colonisation. Par exemple, au Brésil, les politiques hygiénistes ont été utilisées dans l'aménagement urbain des quartiers pauvres (*cortiços*) et des favelas de Rio à la fin du XIX^e siècle (Gonçalves, 2010, p. 29-35). À partir de 1880, les avancées de la bactériologie et la remise en cause de l'origine sociale des maladies ont recentré la médecine sur les causes bactériennes et ont relativisé les études précédentes.

Dans cette thématique, la pensée hygiéniste est un précurseur. Nous développons par la suite les courants ayant une influence sur les développements scientifiques actuels. Depuis l'apparition, au début des années 1960, du questionnement sur l'état de l'environnement porté par l'ouvrage de Rachel Carson (1962), la problématique sociale associée à la dégradation de l'environnement a émergé dans deux champs différents : l'*Environmental Justice* et la *Political Ecology*. Ces deux champs disciplinaires ont pour essence commune la lutte contre l'accaparement de la problématique environnementale et du mouvement écologiste par les classes moyennes et supérieures.

Dans cette section, nous présentons d'abord les champs actuels prenant en compte les questions sociales associées à l'environnement (sous-section 1.1 à 1.5), avant de présenter les points de clivages existant entre ceux-ci (sous-section 1.6).

1.1 « *Environmental justice* » et racisme environnemental

L'*Environmental Justice* (EJ) s'est développé aux États-Unis à partir d'un mouvement militant contestant la présence disproportionnée de sites pollués dans des zones où vivaient des populations défavorisées, et plus particulièrement des minorités ethniques. Bien que des travaux précurseurs aient existé à la fin des années 1970 (McCaull, 1976), les premiers cas médiatisés apparaissent au début des années 1980.

1.1.1 Développement du mouvement aux États-Unis à partir des années 1980

L'exemple emblématique de l'EJ repose sur la situation du canton de Warren, Californie du Nord. La population à majorité noire de ce canton subissait une pollution par le Polychlorobiphényle (PCB) provenant d'un dépôt de déchets toxiques implanté en 1978³⁹. Ce dépôt fut largement critiqué par la communauté afro-américaine présente sur place qui réclamait sa suppression. En 1982, un accord fut trouvé avec le gouverneur pour assurer la non-contamination des eaux proches de celui-ci. La découverte en 1983 d'eaux polluées par la décharge conduisit à de nombreux procès jusqu'à la décision en 2003 de destruction progressive du site. Les victimes demandent encore aujourd'hui réparation pour la contamination causée par les produits chimiques entreposés (Bullard, 2004).

Ce cas est un des déclencheurs de la dynamique de l'*Environmental Justice* qui s'est ensuite développée au sein de l'Église Protestante américaine. Plus particulièrement, la commission de l'Église Unie du Christ dirigée par le pasteur Benjamin Chavis Jr. a porté ces réclamations et a présenté en 1987 des premiers résultats statistiques sur ce sujet dans le rapport : *Toxic waste and race in the United States* (Commission for Racial Justice - United Church of Christ, 1987). Le principal résultat de cette étude consiste à montrer que les quartiers États-Uniens (*zip code area*) avec le moins de sites entreposant des déchets commerciaux dangereux sont aussi ceux où le moins de minorités ethniques sont présentes.

Bien que basés sur de simples statistiques descriptives, ce rapport et ses résultats sont le symbole d'une volonté grandissante de ne plus réserver la préoccupation environnementale aux classes moyennes et supérieures :

³⁹ Pour plus de détails, voir également sur ce cas précis les travaux de McGurty (1997 et 2009) et Bullard (2004).

« *Previous to the Warren County demonstrations, racial and ethnic communities had been marginally involved with issues of hazardous wastes. One reason for this can be traced to the nature of the environmental movement which has historically been white middle and upper-class in its orientation. This does not mean, however, that racial and ethnic communities do not care about the quality of their environment and its effects on their lives (...). These communities cannot afford the luxury of being primarily concerned about the quality of their environment when confronted by the plethora of pressing problems related to their day-to-day survival.* » (Commission for Racial Justice - United Church of Christ, 1987, p. xi - xii).

Cette revendication a donc d'abord été portée par un mouvement social et, en particulier, par la communauté afro-américaine, avant de se développer dans la littérature académique américaine avec notamment les travaux de Bullard (1983 ; 1990). Ces études ont cherché à établir de manière statistique les liens entre un environnement dégradé et la présence de personnes sans pouvoir, et plus particulièrement celles issues des minorités ethniques (Bullard, 1990 ; Hamilton, 1995 ; Weinberg, 1998).

1.1.2 *Caractéristiques du mouvement de l'Environmental Justice*

Dans ce courant de pensée, la gestion des problématiques sociales associées à l'environnement s'articule autour de la mise en place de compensations monétaires par les autorités américaines. Une réparation face au dommage subi est appliquée. À titre d'illustration, dans le procès emblématique de la pollution des eaux potables de la ville de Hinkley aux États-Unis, l'entreprise responsable est condamnée à verser un dédommagement aux populations locales suite à l'impact sur la santé humaine des polluants. Les décisions sont prises en tenant compte des conséquences en termes de santé et non à cause d'une pollution différenciée par rapport à d'autres industries, ce qui nous ramène aux questions hygiénistes.

Les principes de l'EJ reposent également sur la revendication d'une implication systématique des minorités ethniques dans les décisions politiques concernant l'environnement. Schlosberg (2007) met en avant cette dimension participative de la justice environnementale pour dépasser la seule considération distributive. Il s'agit alors d'inclure les minorités dans la communauté de justice et de décision, comme proposé par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement : « *Equal access to the decision-making process to have a healthy environment in which to live, learn, and work* » (US EPA, 2004, p. 35). Cette forme de

participation correspond au rejet des inégalités de pouvoir politique et donc à une justice participative dans la prise de décision politique. Cette notion de participation est aussi très présente dans l' « *Executive order 12898 of February 11, 1994 on environmental justice* », premier élément dans le droit américain concernant la justice environnementale, et fait désormais partie des quatre objectifs assignés aux agences fédérales en matière de justice environnementale⁴⁰. Au final, cette participation peut permettre la reconnaissance des expériences des populations concernées, ainsi que la reconnaissance d'une diversité de relations à l'environnement (Schlosberg, 2007).

D'un point de vue scientifique, les études conduites par le mouvement de l'EJ se sont affinées, notamment par l'analyse des dynamiques d'implantation des sites polluants et des populations résidentes (Baden et Coursey, 2002). L'analyse en dynamique permet de discerner les implantations d'industries polluantes arrivant après les populations, assimilées à du racisme environnemental, d'implantations existant en amont. Dans ce second cas, les minorités s'implantent dans ces zones à cause de leur pauvreté économique. De manière plus générale, les causes économiques et ethniques provoquant l'inégalité dans l'exposition aux déchets toxiques restent difficiles à séparer (Pulido, 2000).

Ce mouvement américain s'est constitué dans une période de lutte contre les ségrégations raciales. Ces luttes ont donc fait émerger la problématique environnementale comme une problématique de racisme. Ce développement a causé un enchevêtrement entre ce que nous pourrions appeler l'*Environmental Justice* et la lutte contre une forme de racisme particulier l'*Environmental Racism*. Martinez-Alier (2002) s'intéresse à ce mouvement et critique la place prédominante de la problématique des minorités dans cette littérature. L'auteur intègre cette littérature dans un courant englobant qu'il nomme « *environmentalism of the poor* ». Le mouvement de l'*Environmental Justice* connaît des modifications majeures lors de son déploiement en Europe. En effet, cette problématique se renouvelle en se focalisant moins sur les problématiques associées aux minorités ethniques.

⁴⁰ Les quatre objectifs sont les suivants : « (1) *promote enforcement of all health and environmental statutes in areas with minority populations and low-income populations*; (2) *ensure greater public participation*; (3) *improve research and data collection relating to the health of and environment of minority populations and low-income populations*; and (4) *identify differential patterns of consumption of natural resources among minority populations and low-income populations*. In addition, the environmental justice strategy shall include, where appropriate, a timetable for undertaking identified revisions and consideration of economic and social implications of the revisions » (US EPA, 2014, p. 30).

1.2 Inégalité et justice environnementale en Europe

La problématique de la justice environnementale se développe en Europe uniquement à partir des années 2000. Ce mouvement s'est d'abord implanté dans les pays anglo-saxons de l'Union Européenne influencés par le mouvement existant aux États-Unis (Laurent, 2011). Cette prise de conscience européenne est illustrée par la page web de l'*Environmental Agency* britannique consacrée aux inégalités environnementales et par les rapports réguliers existant sur ce sujet⁴¹.

1.2.1 *Disséminations des problématiques de l'Environmental Justice en Europe*

En 2003, un premier rapport est mené sur les inégalités environnementales en Angleterre et au Pays-de-Galles. Ce rapport comprend deux phases : une première de revue de la littérature et une seconde comprenant une analyse nationale des risques d'inondation, de la présence de certaines industries et de la qualité de l'air (Mitchell et Walker, 2003 ; Walker et al., 2003). La caractérisation se fait sur le plan social et non plus sur le plan ethnique en mettant en avant le concept de privation sociale⁴², qui permet de capter les différents niveaux de pollutions subies par les groupes sociaux.

En Écosse, la prise en considération de la problématique de la justice environnementale existe depuis 2002 avec un discours de Jack McConnell, premier ministre écossais à cette époque :

« too often the environment is dismissed as the concern of those who are not confronted with bread and butter issues. But the reality is that the people who have the most urgent environmental concerns in Scotland are those who daily cope with the consequences of a poor quality of life, and live in a rotten environment – close to industrial pollution, plagued by vehicle emissions, streets filled with litter and walls covered in graffiti » (Scottish Executive, 2002).

Face à ce constat, le gouvernement écossais se munit d'une définition de la justice environnementale dès 2004. La définition actuelle de la justice environnementale y est la suivante :

« fairness in the distribution of the factors affecting environmental quality (both good and bad), but also about fairness in providing the information and opportunities necessary for people to participate in decisions about their

⁴¹ Pour le site web, voir : <http://www.environment-agency.gov.uk/research/library/position/41189.aspx>

⁴² *Social deprivation* en anglais

environment. These are the two interrelated and equally important strands of environmental justice » (Scottish executive environment group, 2005, p. 2).

Le gouvernement place alors la justice environnementale comme un objectif prioritaire à cause des conséquences possibles sur le bien-être physique, mental et psychologique des individus subissant les injustices. Pour le gouvernement écossais de cette époque, les enjeux scientifiques reposent sur l'identification des communautés les plus affectées par de mauvaises conditions environnementales, à partir de l'évaluation du ressenti de ces populations et de la compréhension des déterminants environnementaux de leur bien-être. En 2005, un rapport sur les privations sociales associées aux pollutions environnementales est conduit en Écosse par l'*Environmental Agency* (Fairburn *et al.*, 2005). Un autre rapport, commandé par le *Department for Environment, Food and Rural Affairs* (DEFRA) (Pye *et al.*, 2006) complète ces éléments en étudiant spécifiquement l'accès différencié à un air de qualité au Royaume-Uni.

Au début des années 2000, les pays anglophones européens ont donc développé une analyse fine des déterminants sociaux de l'accès à l'environnement. En France, des études, majoritairement conduites par des sociologues et des géographes, sont réalisées plus tardivement (Laigle et Oehler, 2004 ; Laigle et Tual, 2007 ; Laurian, 2008 ; Viel *et al.*, 2011 ; Deldrève, 2011). Aucune étude d'envergure comme celles menées au Royaume-Uni n'a été réalisée dans ce pays, la plupart se concentrant sur l'analyse des milieux urbains. Par exemple, l'une des premières études conduites en France sur ce sujet a étudié les inégalités écologiques dans six villes, dont quatre villes françaises (Lille, Rennes, Saint-Denis et Strasbourg). Ces études n'isolent pas un environnement naturel par rapport à un environnement construit et l'objectif présenté est l'intégration de la dimension sociale dans la mise en place des politiques urbaines (Laigle et Oehler, 2004).

À l'échelle de l'Union Européenne, la direction générale de l'emploi, des affaires sociales et de l'égalité des chances de la commission européenne a également commandé un rapport suite à la mise en évidence d'un manque de connaissance sur les liens entre les objectifs des politiques sociales et le développement soutenable (Pye *et al.*, 2008a)⁴³. Dans les recommandations politiques de ce rapport commandé par la direction générale de l'emploi, des affaires sociales et de l'égalité des chances de la commission européenne, Pye *et al.* (2008a) proposent l'inclusion du concept de justice environnementale dans la mise en place

⁴³ Cette étude est portée par Steve Pye qui fut également responsable du rapport de la DEFRA en 2006 concernant le Royaume-Uni.

des politiques publiques : « *An important concept that could be adopted in policy making to ensure that these concerns are addressed is that of environmental justice* » (Pye et al., 2008b, p. 9). En particulier, ces auteurs rappellent l'importance de la mobilisation de ces principes dans la politique européenne : « *the concept of environmental justice should be adopted as a guiding principle for policy development at the European level and across all Member States as a means of addressing social concerns within environmental policy* » (Pye et al., 2008a, p. v). Ce rapport analyse également les effets des politiques publiques sur les conditions à la fois sociales et environnementales des individus. En effet, comme les populations pauvres semblent être celles qui subissent le plus les pollutions et celles qui polluent le moins, Pye et al. (2008a) recommandent l'intégration des initiatives sociales et environnementales. Dans tous les cas, ces initiatives devraient se coordonner dans la mesure où toutes les politiques environnementales ont des effets redistributifs pour les ménages (Serret et Johnstone, 2006).

Malgré ces diverses publications, le concept de justice environnementale est, à ce jour, peu mis en avant au sein de la politique de l'Union Européenne alors qu'il est présent dans la politique américaine depuis le début des années 1990. Cela étant, concernant l'accès à l'information et à la justice formelle en matière d'environnement, les membres de l'Union Européenne, comme les États-Unis, ont ratifié la convention d'Aarhus (1998). Cette convention met en place les premiers jalons pour assurer l'accès à un bon environnement pour tous, comme l'illustre l'article premier de ce texte :

« In order to contribute to the protection of the right of every person of present and future generations to live in an environment adequate to his or her health and well-being, each Party shall guarantee the rights of access to information, public participation in decision-making, and access to justice in environmental matters in accordance with the provisions of this Convention » (Aarhus Convention, 1998, Article Premier).

Enfin, la commission européenne a ouvert en 2007 une consultation, nommée « *Give your opinion on how to improve access to environmental justice* », sur le sujet de la justice environnementale. Cette consultation se fonde sur la possibilité donnée aux individus de défendre l'environnement et s'intéresse donc principalement à l'accès à la justice formelle en matière d'environnement et à la consultation lors de la mise en place des politiques publiques. L'aspect social n'est pas mis en avant dans cet appel, ce qui nous éloigne du mouvement originel de l'EJ.

1.2.2 Distinction et autonomisation par rapport au mouvement Nord-Américain

Malgré la faiblesse des mesures prises en Europe pour favoriser la justice environnementale, la question de l'inégal accès à l'environnement a néanmoins connu des évolutions majeures lors de son étude sur ce continent (Laurent, 2011 ; Pye et al., 2008a). En effet, l'aspect ethnique est mis en retrait par le mouvement européen pour se focaliser principalement sur les injustices liées à la situation économique et sociale des individus.

De plus, la conception réparatrice proposée aux États-Unis est remplacée dans les pays européens non anglo-saxons par d'autres conceptions de la justice basées sur la redistribution et la mise en place de politiques publiques (Laigle et Tual, 2007). L'analyse ne se focalise plus sur l'obtention de réparation des dommages, mais sur la mise en place de politiques publiques favorisant l'accès à l'environnement et assurant des expositions aux polluants et aux risques plus faibles pour les populations pauvres. L'analyse du rôle des politiques publiques pour le rétablissement de l'équité au regard de l'environnement est particulièrement présente en France, tandis que d'autres pays européens analysent également l'équité territoriale et la dynamique des territoires (Laigle et Oehler, 2004). Dans ce contexte européen, la majorité des études se sont consacrées à l'étude des pollutions, bien que quelques-unes s'attardent désormais sur la question de la distribution des aménités environnementales (Deboudt, 2010). L'étude récente des aménités environnementales éloigne des objectifs en matière de santé et de satisfaction des besoins essentiels des individus. Ces analyses conduisent donc à la prise en compte d'attributs secondaires du bien-être comme les aménités, l'accès à de nombreux biens « nécessaires » étant souvent déjà acquis dans ces pays (Berthe, 2013).

Dans ce cadre européen, la notion d'inégalités semble s'imposer face à la notion de justice présente à l'origine. Cette littérature se déplace donc vers l'étude de la répartition inégale de l'environnement et des inégalités sociales associées. Ce décalage sémantique entre inégalités et injustices est significatif puisqu'il met en avant un concept normativement plus neutre et pouvant offrir les bases pour une mesure de la répartition des attributs de l'environnement.

Ces travaux sur la justice environnementale aux États-Unis et en Europe ont permis de porter l'attention sur les injustices associées aux questions environnementales. Deux autres formes d'injustices ou d'inégalités par rapport à l'environnement ont été mises en avant par la suite à travers le développement soutenable et le concept de dette écologique, porté par la *Political Ecology*, que nous développons à présent.

1.3 La Political Ecology et les conflits de distribution écologique

La *Political Ecology* se fonde sur l'étude des conflits relatifs à la distribution écologique (Martinez-Alier, 2002). Ces conflits s'articulent à la fois au niveau local et au niveau global. Au niveau local, ce courant met en évidence des mouvements de populations pauvres, principalement dans les pays en développement, réclamant l'amélioration de leurs conditions de vie associées à l'accès aux ressources environnementales et à la qualité de leur environnement. Au niveau global, ce courant caractérise une nouvelle forme d'inégalité liée à l'environnement : la dette écologique.

1.3.1 *Dette écologique : une inégalité mondiale ?*

La dette écologique est une inégalité entre pays voire entre régions du monde. Elle s'articule principalement autour de deux éléments : un échange inégal entre les pays du Nord et du Sud et une participation inégale aux pollutions mondiales.

Concernant le premier aspect, les échanges mondiaux sont décrits comme suit : « *exporting products from poor regions and countries, at prices which do not take into account the local externalities caused by these exports or the exhaustion of natural resources, in exchange for goods and services from richer regions* » (Martinez-Alier, 2002, p. 214). Le Nord n'achèterait donc pas au Sud à un prix écologiquement (et socialement) équitable. Cet échange inégal conduirait au pillage des ressources environnementales dans les pays du Sud (Emelianoff, 2008). Ce pillage se traduirait également par l'exportation par les pays du Sud de produits contribuant à la dégradation de l'environnement local. Par exemple, les produits agricoles d'exportation conduisent à une détérioration des sols et à une dégradation de la ressource en eau plus fortes que les cultures vivrières. Enfin, les pays du Nord exporteraient vers les pays du Sud des activités polluantes et des déchets dangereux sans payer le coût associé. Les pollutions réduites au Nord seraient alors reportées sur les pays du Sud, faisant de ces pays des « havres de pollutions ». À ces diverses catégories d'échanges inégaux, la biopiraterie vient aujourd'hui s'ajouter avec la mise en place d'un brevetage du vivant par les pays du Nord sans assurer nécessairement une compensation aux pays du Sud (Emelianoff, 2008). Concernant le second aspect, les pollutions mondiales se répartiraient en pollutions globales au Nord et en pollutions par les déchets dangereux, ayant des conséquences locales, au Sud. À titre d'illustration, pour les pollutions globales, les pays du Nord sont ceux qui émettent la majorité des gaz à effet de serre, alors que les pays du Sud semblent subir les effets du

changement climatique, associé à ces pollutions, de manière disproportionnée (Olsson et al., 2014).

À partir de ces constats, cette littérature argumente pour la prise en compte d'une dette écologique reconnaissant l'historique de la répartition des pollutions entre le Nord et le Sud et remettant en cause le pouvoir politique exercé par une partie de la population mondiale sur la distribution des biens environnementaux. La démarche portée par le mouvement de la « dette écologique » est en grande partie politique. Ce mouvement cherche à démontrer la disproportion existant entre la dette écologique due par les pays du Nord et la dette financière due par les pays du Sud afin de proposer l'annulation de cette dernière⁴⁴.

1.3.2 *La dette écologique : quelle forme de justice ?*

Le concept de dette écologique est utile à l'échelle macroéconomique. Il peut être analysé comme étant basé sur une justice dans l'échange au sein du commerce international. Le commerce international ne devrait alors pas permettre l'échange de produits ne prenant pas en compte les externalités environnementales locales. La question est donc celle de l'égalité dans l'échange, c'est-à-dire d'une justice commutative au sens aristotélicien. Chez Aristote (1959), contrairement à la justice distributive qui attribue des richesses au regard de mérites, la justice commutative garantit une parité dans l'échange, ou autrement dit le paiement d'un prix « juste ».

La *Political Ecology* prend en compte, par le concept de dette, la nécessité de penser le temps long et s'attarde donc sur la façon dont les pollutions et les échanges inégaux se sont accumulés au cours du temps. Les générations concernées sont les générations présentes, mais celles-ci portent donc le poids des actions des générations venues avant elles sur le même territoire. En revanche, cette approche n'articule pas les questions sociales associées à l'environnement avec le devenir des générations futures, ce que permettent les différentes conceptions du développement soutenable.

⁴⁴ Toute estimation quantitative est sujette à caution, notamment par la monétarisation de la dette écologique et aucune estimation complète n'existe à ce jour. Les seuls éléments concrets correspondent à l'évaluation monétaire des émissions de carbone (*carbon debt*) basée sur le cours du carbone au sein d'un système d'échanges de droit d'émission, comme le système européen (Goeminne et al., 2009, p.26).

1.4 Développement soutenable : l'égalité comme objectif ou comme conséquence ?

Un dernier champ s'intéresse aux problématiques sociales en lien avec la situation environnementale. En effet, bien que focalisé sur les générations futures, le développement soutenable considère également la problématique des inégalités au sein d'une génération.

1.4.1 *Émergence de la problématique du développement soutenable*

La définition du développement soutenable proposée par le rapport Brundtland prend en compte les générations actuelles puisqu'elle porte la nécessité de « répondre aux besoins du présent sans compromettre la possibilité pour les générations à venir de satisfaire les leurs » (WCED (World Commission on Environment and Development), 1987, Introduction - Section 1.3). Dans ce contexte, le bien-être des générations présentes est inséparable de celui des générations futures que cela soit par la problématique du changement climatique, celle de l'accès aux ressources environnementales ou encore celle de la production de déchets et de pollutions. Plutôt que d'appeler à une justice intergénérationnelle, le développement soutenable appelle à la considération d'une justice trans-générationnelle prenant à la fois en compte les générations futures et l'équité au sein des générations actuelles, notamment dans la répartition des services fournis par les écosystèmes⁴⁵.

1.4.2 *Développement soutenable : quelle répartition entre générations présentes ?*

La conceptualisation du développement soutenable intègre donc les besoins des générations présentes ce qui inclut une distribution particulière des biens environnementaux. D'après Dobson (1998), les penseurs du développement soutenable limitent leur intérêt pour l'inégalité à ses conséquences sur la soutenabilité environnementale, c'est-à-dire la conservation de l'environnement dans le temps⁴⁶. Réduire l'inégalité dans le temps présent ne serait donc pas un objectif premier du développement soutenable. Pourtant, l'augmentation de la rareté causée par les dégradations environnementales conduit à la nécessité d'une réflexion

⁴⁵ Les services écosystémiques correspondent aux bénéfiques que les humains retirent des écosystèmes, nous y reviendrons plus en détail dans le chapitre suivant.

⁴⁶ Dans la même lignée, Heyes et Liston-Heyes (1995, p. 2-3) établissent une critique de l'utilisation d'un agent représentatif au sein des études sur les questions de soutenabilité. Dans ce cas, le recours à un agent représentatif, souvent effectué pour étudier la soutenabilité, conduirait donc à l'effacement des problématiques d'inégalités intragénérationnelles de manière mécanique : « *Who or what is a 'representative member of society'? Is it that fictitious agent in each generation who has the mean level of income? The median level of income? If so, what have we to say about the comparative inequalities generated by alternative development paths and why are we suddenly attaching such disproportionate weight to the quality of life of the average member of society rather than, say, the worst off member (as a Rawlsian would say we should)? It may be that those embroiled in the environmental sustainability debate have become so obsessed with intergenerational equity that intragenerational equity considerations have been swept under the rug* ».

concernant la distribution des biens environnementaux entre les individus d'une même génération.

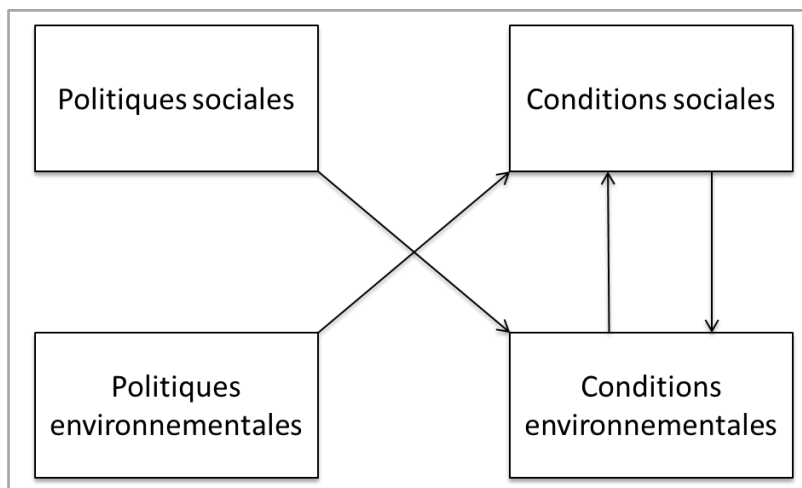
Néanmoins, dès le rapport Brundtland, l'équité au sein d'une génération est présente pour elle-même ; elle est à la fois un moyen et un objectif dans ce rapport : « Même au sens le plus étroit du terme, le développement soutenable présuppose un souci d'équité sociale entre les générations, souci qui doit s'étendre, en toute logique, *à l'intérieur d'une même génération* » (WCED, 1987, Chapitre 2 – Introduction, italique par l'auteur). Ce rapport ne sacrifie donc pas les générations présentes aux générations futures. Plus globalement, il reconnaît les modes de consommation occidentaux comme insoutenables mais évoque, dans le même temps, l'objectif de satisfaction des besoins essentiels, y compris l'aspiration à une vie meilleure dans les pays du Sud.

De plus, la conceptualisation du développement soutenable ne se limite pas uniquement au rapport Brundtland. Ignacy Sachs (1978, p. 16) présente l'écodéveloppement, proche du développement soutenable⁴⁷, comme suit : « un développement socio-économique endogène, reposant sur des forces vives et organisées de la société, conscientes de la dimension écologique et recherchant une symbiose, entre l'homme et la nature ». Dans cette définition, les besoins humains des générations actuelles sont remis comme priorité. L'environnement à long terme devient une contrainte, une limite à ne pas dépasser pour atteindre l'objectif social.

Dans tous les cas, la dimension sociale demeure un des piliers du développement soutenable comme nous l'avons montré dans l'introduction générale. Dans cette vision, le pilier social n'est pas déconnecté des autres et les piliers sociaux et environnementaux interagissent entre eux, comme le montre la Figure 11.

Les conditions et les politiques sociales ont une influence sur la qualité de l'environnement. De même, la qualité de l'environnement et les politiques environnementales ont une influence sur la situation sociale des individus. L'étude de cette deuxième dimension rejoint la problématique des inégalités et de la justice environnementales puisqu'elle repose sur l'analyse des conséquences sociales, notamment en termes d'inégalités, des conditions environnementales des populations et des politiques associées.

⁴⁷ Néanmoins, ce champ porte plus fortement la volonté d'un développement local (Vivien, 2005) et est aussi particulièrement orienté vers le développement interne des pays du Sud. Sur ce sujet, voir également Figuière (2006).

Figure 11 : Relation entre les dimensions sociales et environnementales du développement soutenable

Source : Auteur, adapté du rapport de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE, 1999, p. 12).

L'étude du développement soutenable, basée sur la reconnaissance universelle de l'importance de la préservation de l'environnement, permet donc d'appréhender certaines questions sociales liées aux problématiques environnementales. Un autre champ, celui de l'éthique environnementale, permet également de régir certaines interactions entre l'Homme et la Nature.

1.5 Éthique environnementale : un lien avec les questions sociales ?

Bien que prônant un nouveau regard sur la relation humain-Nature, l'éthique environnementale ne considère pas directement l'étude des questions sociales au sein d'une génération. En effet, ce champ disciplinaire s'intéresse à l'équité dans la relation entre les humains et les non-humains – les animaux (Singer, 2002) voire la Nature (Leopold, 1966). Dans ce travail, nous limitons notre revue aux champs de littérature analysant les questions de distribution entre les humains autour de la problématique environnementale et ne nous intéressons pas directement à la Nature pour elle-même. Nous ne considérons donc pas les problématiques ne traitant pas de justice et limitons la communauté de justice aux humains. Cette position anthropocentrée, bien que n'étant pas unanime⁴⁸, est généralement admise en économie.

⁴⁸Sur ce point particulier, différents auteurs peuvent être évoqués. Tout d'abord, dans une position utilitariste, Singer (2002) propose l'inclusion des plaisirs et des déplaisirs des animaux dans l'évaluation de la justice. D'autres auteurs, comme Larrère et Larrère (1997) défendent une vision écocentrée de notre rapport à la Nature. Malgré tout, cette position écocentrée ne vient pas à l'encontre de l'Homme, elle n'est pas anti-humaniste. Dans cette perspective, des devoirs spécifiques de justice peuvent exister entre les Hommes, suivant un principe de proximité proposé par Callicott (1999).

La pertinence de l'éthique environnementale pour notre travail est indirecte. En premier lieu, une meilleure distribution de l'environnement entre les humains peut conduire à sa dégradation sur le long terme. Par exemple, le fait de fournir de l'eau à tous peut conduire à surexploiter la ressource et *in fine* à détruire la fourniture du service écosystémique d'eau potable. La façon dont les ressources environnementales sont réparties pourra donc avoir un impact en termes d'éthique environnementale si celle-ci repose sur la préservation des cycles naturels de l'eau. En second lieu, des individus défendant une éthique environnementale réclamant le maintien de la durabilité environnementale peuvent intégrer dans leurs préférences, voire leurs besoins de base, la protection de l'environnement naturel. L'équité entre les humains pourra donc être modifiée en prenant en compte le fait qu'une partie de la population porte une éthique environnementale. Dans ce cadre, si l'on souhaite une égalité des utilités, les individus porteurs d'une éthique environnementale pourraient être lésés en cas de destruction de l'environnement qu'ils valorisent. L'éthique environnementale ne permet donc pas la mise en avant d'un cadre d'analyse pour penser les questions sociales associées à l'environnement. En revanche, cette éthique pourra être mobilisée par notre analyse par la suite en tant que préférence individuelle.

À partir de ces développements, nous retenons donc quatre mouvements pouvant porter la justice entre les humains au regard des biens environnementaux. Dans la sous-section suivante, nous proposons une synthèse de ces mouvements en mettant en évidence les principaux points de clivage présents.

1.6 Synthèse et points de clivages entre les différentes approches

Le Tableau 2 permet une synthèse des différentes conceptions de la distribution de l'environnement au sein d'une génération. Il se construit à partir des principaux clivages identifiés au sein des quatre courants analysés : Justice environnementale américaine et européenne, la *Political Ecology*⁴⁹, et le courant du développement soutenable. Ces clivages se font autour de six questions relatives aux biens considérés, aux contextes analysés (échelle spatiale et temporelle et population étudiée) et aux conceptions de la justice associées (critère d'évaluation et condition pour qu'une forme d'égalité soit requise).

⁴⁹ Concernant la *Political Ecology*, nous nous attardons uniquement sur le concept de « Dette écologique ». La *Political Ecology* permet tout de même d'enrichir la perspective de la justice environnementale aux problématiques d'inégalités locales au sein des pays du Sud. Ces caractéristiques sont néanmoins proches de la justice environnementale européenne sans la prise en compte des aménités.

Tableau 2 : Synthèse des approches contemporaines intégrant les questions sociales liées à l'environnement

| | <i>Environmental justice</i> | <i>Justice environn. européenne</i> | <i>Dette écologique (Political Ecology)</i> | <i>Développement soutenable</i> |
|------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|---|---|
| <i>Biens considérés</i> | Pollutions et risques | Pollutions, risques et aménités | Pollutions globales et Commerce mondial | Services écosystémiques et ressources environnementales |
| <i>Population concernée</i> | Minorités ethniques | Pauvres et exclus | Pays du Sud | Universel |
| <i>Échelle spatiale</i> | Local / Quartiers | Territoires | International (Nord/Sud) | International Local |
| <i>Échelle temporelle</i> | Statique | Statique | Long terme avec passif historique | Temps long |
| <i>Critère d'évaluation</i> | Justice réparatrice et participative | Justice corrective et distributive | Justice commutative | Justice trans-générationnelle |
| <i>Conditionnalité à l'égalité</i> | Historique de l'inégalité | Action publique mise en cause | Aucune | Besoins des générations futures |

Source : Auteur.

Les biens étudiés ont évolué entre les différents courants de pensée. La justice environnementale américaine s'est focalisée à son origine sur les risques et les pollutions, notamment en lien avec les problématiques de santé. La perspective européenne a fait évoluer l'ensemble des biens étudiés en y ajoutant la question des aménités, et donc des attributs plus secondaires et moins associés à la vie humaine. La *Political Ecology*, en général s'intéresse, quant à elle, aux biens environnementaux accaparés par les populations riches, et plus spécifiquement aux biens environnementaux nécessaires pour les besoins des populations pauvres. En particulier, le concept de dette écologique a mis en avant la dégradation du milieu de vie dans les pays du Sud sans que ces populations en soient responsables, notamment par les pollutions globales et le commerce mondial. Enfin, la perspective du développement soutenable considère l'ensemble des biens et services fournis par la Nature.

La perspective de la justice environnementale européenne et de la *Political Ecology* ont élargi les catégories de populations défavorisées à étudier en incluant d'autres dimensions que l'ethnicité et en élargissant aux questions de pauvreté à l'échelle globale. Dans ce cadre, il est intéressant de voir que le développement soutenable se place dans une perspective très différente en ne hiérarchisant pas les populations concernées et en posant la question environnementale comme une problématique universelle. Cet aspect permet un traitement du sujet de manière globale et sans *a priori* sur la relation entre pauvreté et qualité de l'environnement, mais risque également de faire disparaître la question sociale comme nous l'avons présenté dans l'introduction de ce chapitre.

Ce tableau met aussi en évidence une référence systématique à la justice, mais avec des conceptions très différentes. Cependant, quelle que soit la conception retenue, la problématique de l'inégalité dans l'accès à l'environnement est soit clairement énoncée, soit sous-jacente. L'égalité est donc toujours présentée comme un objectif de la justice, même si celle-ci peut être sujette à des conditions particulières. Concernant la justice environnementale américaine, l'historique de la mise en place de l'inégalité conditionne l'existence d'un racisme environnemental et donc d'une injustice. De même, dans la vision européenne, les inégalités, centrales pour la justice, sont celles causées par la mise en place de politiques publiques. De son côté, la *Political Ecology*, à travers le concept de dette écologique, propose le traitement égal des pays du Nord et du Sud. Enfin, concernant le développement soutenable, la mise en place de la justice intragénérationnelle basée sur l'égalité est limitée au résultat de l'arbitrage potentiel avec les objectifs intergénérationnels. Afin de mieux comprendre la manière dont l'inégalité se retrouve au centre des questions sociales associées à l'environnement, nous proposons une définition des inégalités environnementales à partir de la littérature existant sur ce sujet.

2 Définir les inégalités environnementales

Le terme d'inégalité environnementale ou inégalité écologique ne possède pas de définition unique dans la littérature en sciences sociales⁵⁰. Deux limites se posent pour proposer une définition suffisante pour traiter la problématique des inégalités environnementales dans cette thèse. Premièrement, différentes disciplines mobilisent ce terme en sciences sociales (géographie, économie, sociologie, sciences politiques) sans en accepter une définition commune (Charles, 2008). Deuxièmement, d'autres auteurs, tels que Pearce (2006), proposent des analyses sur des questions de justice distributive dans l'accès à l'environnement sans mobiliser le concept d'inégalité. À partir de ce constat, nous proposons ici de nous intéresser à toute la littérature concernée par les **inégalités entre entités humaines au regard d'éléments de leur environnement** et utilisons cette proposition comme une première définition des inégalités environnementales.

⁵⁰ Nous utilisons tout au long de cette section le terme « inégalité environnementale » comme terme générique, ce terme recouvre l'ensemble des « inégalités relatives aux ressources et aux nuisances environnementales. Elles concernent l'accès aux ressources ainsi que la répartition des ressources et des nuisances entre les individus ou groupes d'individus. » (Berthe et Ferrari, 2015a).

2.1 Contenu et frontières du concept d'inégalité environnementale

Cette définition, très vaste, est sujette à de nombreuses distinctions, puisque les termes d'« inégalités », d'« entités humaines » et d'« éléments de l'environnement » sont définis de différentes manières au sein de la littérature en sciences sociales.

2.1.1 Pourquoi le terme « inégalités » ?

En matière de justice environnementale, l'utilisation du concept d'« inégalités » fait sens. Ce terme est en effet choisi parmi le continuum suivant : **différence ou hétérogénéité ; inégalité ou disparité**⁵¹ ; **iniquité ou injustice**⁵² (en partant de l'expression la plus neutre d'un point de vue normatif).

Toutes les différences ne sont pas des inégalités et le passage de la différence à l'inégalité se fait par l'acceptation commune d'une échelle de valeurs aboutissant à une hiérarchie. Comme l'énonce Chauvel (2013, p. 35), « pour qu'il y ait des inégalités, il faut qu'il existe des ressources socialement prisées et caractérisées par leur rareté (naturelle ou non), inégalement réparties entre les individus, permettant ainsi de repérer une échelle hiérarchique ». La position des individus est évaluée par rapport à cette échelle de valeurs et il est alors possible, pour chaque situation, de déterminer si un groupe social est plus ou moins favorisé qu'un autre ou de fournir un classement des individus associés à une valeur arithmétique plus ou moins élevée. Dans le cas des problèmes environnementaux, accéder à une ressource aquifère par deux sources différentes, l'une plus magnésienne que l'autre, semble neutre. Les eaux sont différentes, mais l'une n'est pas plus valorisée que l'autre. En revanche, il est difficile de penser que certaines personnes préfèrent plus la consommation d'une eau insalubre à celle d'une eau potable. Une échelle de valeurs « eau potable préférée à eau insalubre » est donc identifiable.

À l'autre extrémité du continuum, la distinction entre les notions d'inégalité et d'injustice se fait par l'utilisation de conceptions de la justice qui peuvent s'avérer concurrentes. Par exemple, une conception de la justice basée sur les besoins et une autre basée sur une égalité des avantages ne fourniront pas une même conception du juste, et ne condamneront pas les

⁵¹ La distinction entre disparité et inégalité reste plus problématique. En effet, la plupart des ouvrages considèrent ces deux termes comme synonymes. Néanmoins, le terme d'inégalité reste le plus utilisé et est associé à une possible quantification contrairement aux disparités. En conséquence, nous conservons la dénomination d'inégalité qui autorise une approche quantitative par sa mesurabilité.

⁵² Nous ne complétons pas ici cette terminologie par la notion de discrimination. En effet, la discrimination se base sur l'acte de discriminer, c'est-à-dire un acte volontaire de traiter des groupes d'une manière différenciée. Par conséquent, la discrimination peut être une cause de l'inégalité mais n'en est pas une forme particulière.

mêmes inégalités. Pour de nombreux auteurs en philosophie politique, toute théorie de la justice se base sur une forme d'égalité pour être acceptable. Néanmoins, comme l'écrit Sen (1992), les théories de la justice sont basées sur une conception de l'égalité d'une « variable focale », variable sur laquelle la répartition doit être analysée et la justice distributive mise en place. Les théories s'appuyant sur des variables focales différentes sont donc en concurrence pour l'établissement d'une situation d'injustice à partir des inégalités observables. Un exemple emblématique développé par Sen (1992) nous présente cette concurrence entre des conceptions de la justice. Dans cet exemple, trois enfants se disputent pour savoir à qui une flûte doit revenir. Chaque enfant avance un argument cohérent et pouvant s'avérer légitime pour l'allocation de cette flûte : le premier, qui l'a fabriquée, prétend au fruit de son travail. Le deuxième, meilleur joueur de flûte parmi les trois, prétend qu'il est le seul à savoir en jouer. Le dernier, quant à lui, le plus pauvre des trois, prétend que cela lui permettrait d'avoir un jouet. Ces trois arguments peuvent s'avérer recevables suivant la théorie de la justice choisie, mais comme le constate Sen : « les différentes solutions reposent sur des arguments sérieux, et il est très difficile de déclarer, sans quelque arbitraire, que l'une d'elles doit incontestablement l'emporter » (Sen, 2000[1992])⁵³. Par conséquent, toutes les inégalités ne sont pas injustes puisque condamner toutes les inégalités en même temps conduirait à prôner une solution inatteignable.

Cette conclusion permet d'identifier des « inégalités justes » et des « inégalités injustes » et de fournir une distinction entre des disparités environnementales normativement neutres (A n'a pas accès au même environnement que B), des inégalités purement descriptives (A a moins accès à l'environnement que B) et des inégalités fondées normativement (A a moins accès à l'environnement que B ce qui ne respecte pas la justice « distributive »).

2.1.2 Choisir l'unité d'analyse : délimitation du terme « Entités humaines »

L'unité d'analyse correspondant au terme « entités humaines » de notre définition générique nécessite également des précisions. Tout d'abord, envisager des inégalités dans un cadre biocentrique contraint à étudier des inégalités entre des entités non humaines, chose délicate que nous avons exclue de notre analyse⁵⁴. Après avoir posé cette limite, la question de l'unité d'analyse pertinente demeure, c'est-à-dire un choix entre l'étude des inégalités entre des individus, des ménages, des groupes sociaux ou des pays. Limiter l'évaluation des

⁵³ Nous évoquerons dans le chapitre suivant l'intérêt de la justice comparative pour sortir de cette concurrence pouvant se révéler stérile.

⁵⁴ Voir le chapitre « Equality for animals » de Singer (2011) sur ce sujet.

inégalités à celles entre groupes sociaux, plutôt qu'entre individus, conduit à une étude asymétrique. Certains auteurs évoquent alors des « inégalités sociales » face à l'environnement (Theys, 2005). Dans ce cadre, les inégalités environnementales existent uniquement si le groupe victime est pauvre ou marginalisé. Ainsi, si le groupe A est plus riche que le groupe B et si B a moins accès à l'environnement, ce dernier est victime d'une inégalité environnementale alors que cela n'est pas le cas si A a moins accès à l'environnement. Deux échelles de valeurs seraient donc nécessaires pour déterminer l'existence d'une inégalité environnementale, puisque seule la concordance de ces deux sous-inégalités produirait l'inégalité environnementale.

Trois raisons peuvent être avancées pour justifier l'utilisation asymétrique du concept d'inégalités environnementales :

1. L'inégalité environnementale est uniquement étudiée comme inégalité sociale, c'est-à-dire lorsqu'elle est causée par les caractéristiques sociales des individus ;
2. La prise en compte des inégalités est normative et l'étude se fait donc sur les inégalités non admises socialement, celles qui se cumulent et celles provenant de positions sociales défavorables ;
3. L'inégalité subie par le plus riche est considérée comme hautement improbable et est éliminée de fait.

De notre point de vue, cette conception de l'inégalité environnementale risque d'engendrer des confusions et nous préférons conserver une conception symétrique que nous pourrions ensuite croiser avec d'autres inégalités. Le fait d'écarter la propriété de symétrie conduirait à ne pas savoir si une répartition égalitaire d'un bien environnemental est due à une répartition égalitaire entre les individus ou à une distribution inégalitaire mais à l'avantage des plus pauvres. Nous conservons donc l'objectif d'une étude de l'inégalité entre les plus petites unités possibles. Nous verrons par la suite que la contrainte empirique oblige souvent à conserver comme unité le ménage et non l'individu⁵⁵.

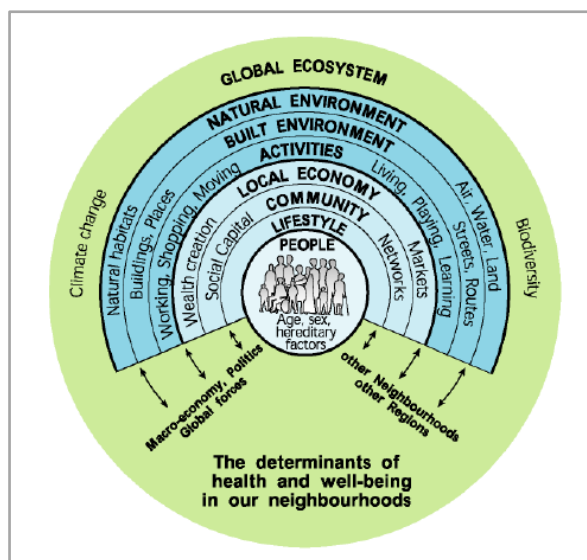
2.1.3 *Quels « éléments de l'environnement » au centre des problématiques d'inégalités ?*

La littérature sur les inégalités environnementales se sépare en plusieurs sous-catégories suivant la définition de l'environnement choisie. Certains travaux d'épidémiologistes considèrent l'environnement au sens strict comme tout élément autre que l'individu

⁵⁵ La décision concernant le choix de l'unité d'analyse ne doit pas cacher les difficultés associées au choix de l'échelle territoriale sur laquelle considérer la population prise en compte. Pour une discussion de ces éléments, voir Zuideau (2006) et Camagni et al. (1998).

concerné⁵⁶. Plus fréquentes, les analyses géographiques reposent, la plupart du temps, sur l'étude de l'environnement construit⁵⁷ (voir Figure 12). Dans notre cas, contrairement aux choix précédents, nous nous limiterons à l'étude de l'environnement naturel afin d'être en adéquation avec le champ d'études de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, ainsi qu'à celui de l'économie écologique⁵⁸. Dans ce contexte, notre propos inclura la qualité de l'air, ou l'accès à l'eau potable, mais ne prendra pas en compte des facteurs comme le nombre de commerces locaux ou de médecins par kilomètre carré, comme le montre la Figure 12. La limite entre environnement construit et environnement naturel demeure ténue. Par exemple, une entreprise publique de gestion de l'eau est un service de distribution publique d'eau et donc un élément de l'environnement construit, mais est aussi une entreprise gérant la distribution d'un service pouvant être assuré par les écosystèmes.

Figure 12 : Carte de la santé – les différentes conceptions de l'environnement



Source : Barton et Grant (2006).

La distinction entre environnement construit et environnement naturel nous semble néanmoins significative. Elle est même indispensable en sciences économiques étant donné l'autonomisation de l'étude de l'environnement naturel dans ce champ. De plus, l'environnement naturel est associé à des politiques publiques particulières. Le choix, de

⁵⁶ Afin d'illustrer notre propos, nous pouvons citer la définition des facteurs environnementaux par l'Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale (INSERM) : « les facteurs environnementaux sont les agents physiques (rayonnements, ondes, etc.), chimiques (métaux et leurs formes chimiques, composés organométalliques et organiques, nanomatériaux, résidus de médicaments) ou biologiques (toxines, virus) présents dans l'atmosphère, l'eau, les sols ou l'alimentation, dont l'exposition est subie. Ils peuvent être générés par la nature elle-même, la société ou encore le climat. Le tabagisme passif est par exemple un facteur subi mais pas le tabagisme actif, qui est un facteur de risque comportemental » (site web de l'INSERM).

⁵⁷ Voir Laigle et Oehler (2004).

⁵⁸ Cette délimitation est également en concordance avec les corpus écologiques et sociologiques sur le sujet.

considérer uniquement des inégalités liées à l'environnement naturel, permet de conserver une certaine unité dans les éléments analysés et donc une cohérence dans la conceptualisation des inégalités environnementales et des conceptions de la justice associées.

L'exclusion de l'environnement construit n'aboutit pas à l'étude d'un bien unique, contrairement à l'analyse des inégalités socio-économiques pouvant se réduire plus aisément à des inégalités de revenus. Par conséquent, les auteurs se limitant à l'environnement naturel conservent une analyse multidimensionnelle. Par exemple, Chaumel et La Branche (2008) considèrent l'accès aux biens premiers environnementaux, ainsi que les risques, les pollutions et les nuisances. De leurs côtés, Bellan et al. (2007) évoquent les inégalités liées au facteur nature (habitats naturels, biodiversité, espèces rares), à l'accès aux usages de la terre et de la mer, à la présence de risques naturels et anthropiques ou encore des inégalités de gouvernance.

Enfin, une dernière restriction est possible par la limitation aux éléments de l'environnement naturel dont la répartition inégalitaire peut s'avérer injuste. À titre d'illustration, les événements perturbant l'environnement de manière stochastique, dans leur fréquence ou dans leur lieu d'apparition, sont difficilement associés à des questions de justice. Leur analyse en termes d'inégalités, en référence à des questions de justice, n'est plus alors pertinente. Les biens environnementaux pertinents pouvant être différents suivant la perspective philosophique choisie, nous étudierons cette dernière restriction à partir de différentes théories de la justice au sein du chapitre 2. Au-delà de ces catégorisations, les différentes formes d'inégalités environnementales pouvant correspondre à notre analyse restent nombreuses.

2.2 La polysémie d'un concept à visée interdisciplinaire : proposition de typologie⁵⁹

La relation de l'individu à son environnement est double puisqu'il peut subir les pollutions et les conséquences des politiques environnementales, tandis que son action peut également être à l'origine de celles-ci. Pour intégrer les inégalités dans ces deux dimensions, certains auteurs mobilisent le terme d' « inégalités écologiques » comme complément du terme d' « inégalités environnementales ». Pour les auteurs différenciant ces deux concepts, les inégalités environnementales sont des inégalités dans l'accès à un environnement naturel de qualité, que cela soit par une privation de l'accès ou par sa dégradation à cause de pollutions humaines ou de risques naturels. Les inégalités écologiques sont alors des inégalités en termes de dégradations générées par les individus, c'est-à-dire des inégalités d'impact écologique

⁵⁹ Cette sous-section reprend les développements proposés dans Berthe et Ferrari (2015a).

(Durand et Jaglin, 2013)⁶⁰. Le terme « écologique » peut être sujet à la critique si l'on considère que l'« écologie » fait originellement référence à une science de l'habitat et exclut toute relation entre l'humain et son environnement. Ce point peut cependant être nuancé, car avec le développement de l'écologie humaine et plus récemment de l'écologie politique, l'accent a progressivement été porté sur l'étude des interactions entre la société et la nature, entre les populations et leur environnement (Flipo, 2009). Mais au-delà du débat sémantique, l'intégration des inégalités d'impact écologique doit se faire avec parcimonie puisqu'elle ne doit pas surestimer la responsabilité individuelle des individus dans les pollutions et les politiques environnementales auxquelles il contribue. Ce biais, qui néglige l'encastrement de l'individu dans la structure sociale, pourrait être évité en se focalisant sur d'éventuelles inégalités associées aux droits à polluer des individus et non à celles associées à leurs pollutions effectivement réalisées.

Trois autres formes d'inégalités peuvent correspondre à notre cadre d'analyse. Une première forme concerne les inégalités d'effort environnemental (zones grisées du Tableau 3) : elles se définissent comme des inégalités dans la contribution à la protection de l'environnement par des participations différenciées individuelles (tri, pollution...) ou collectives (contraintes politiques) (Deldrève et Candau, 2014). Une deuxième forme est représentée par les conséquences distributives des politiques environnementales et, notamment, les effets des instruments économiques mobilisés par les politiques environnementales. La troisième inégalité concerne la participation inégale des individus et des groupes sociaux lors de la mise en place des politiques environnementales (Laurent, 2011).

Pour prendre en compte la diversité des formes d'inégalités environnementales, il faut donc considérer deux différences principales. Premièrement, les inégalités environnementales reposent soit sur des politiques environnementales différenciées soit sur des conditions environnementales différenciées. Deuxièmement, les inégalités environnementales peuvent résulter d'éléments subis par l'individu, c'est-à-dire des conditions environnementales dégradées ou des politiques environnementales désavantageuses. De l'autre côté, les inégalités peuvent provenir de l'action de l'individu sur l'environnement, et notamment le fait de participer à la mise en place des politiques et le fait de produire un niveau de pollution ou de prélèvements de ressources plus ou moins élevé. La prise en compte de ces deux

⁶⁰ À la différence de Durand et Jaglin (2013), les inégalités écologiques sont considérées par Emelianoff (2008) comme combinant à la fois les pollutions subies (inégalités environnementales) et les pollutions générées (inégalités écologiques pour les autres auteurs).

dimensions nous conduit à proposer la typologie des inégalités environnementales présentée dans le Tableau 3. Ce tableau permet de classer les différentes formes d'inégalités environnementales à partir des deux axes que nous venons de décrire, c'est-à-dire : le fait que les inégalités proviennent de politiques ou de conditions environnementales et le fait qu'elles soient issues d'éléments subis ou générés par les populations. Pour prendre un exemple, les inégalités environnementales *stricto sensu* sont donc des inégalités de conditions environnementales subies par les individus.

Tableau 3 : Typologie des formes d'inégalités environnementales

| | <i>Subies</i> | <i>Générées</i> |
|-------------------------------------|--|--|
| <i>Politiques environnementales</i> | Conséquences distributives des politiques environnementales & Inégalités de droits à polluer et d'accès aux ressources environnementales | Inégalités dans la participation à la mise en place des politiques environnementales |
| <i>Conditions environnementales</i> | Inégalités environnementales <i>stricto sensu</i> (Bullard) | Inégalités écologiques au sens de Durand et Jaglin |
| | Inégalités écologiques au sens d'Emelianoff | |

Sources : Auteur, repris de Berthe et Ferrari (2015a). En grisé, inégalités d'impact ou d'effort environnemental

Au final, au-delà de la définition du concept, la question de son usage demeure. En effet, le caractère interdisciplinaire du concept d'inégalités environnementales rend nécessaire une meilleure articulation des disciplines afin de l'appréhender dans ses multiples dimensions. En particulier, il convient de conjuguer une variété de savoirs et d'approches sociologiques, historiques, économiques, écologiques ou encore géographiques. Dès lors, il est souhaitable que l'appropriation du concept d'inégalité environnementale par chaque discipline puisse se faire sur la base de l'adoption d'une définition partagée. Cette convergence de sens constitue une condition *sine qua non* pour assurer la cumulativité de savoirs transversaux sur cette inégalité porteuse d'enjeux d'un développement écologiquement et socialement soutenable. Le rôle de la science économique et son appropriation du concept d'inégalité environnementale restent donc à identifier, et c'est ce que nous proposons dans la section suivante.

3 Justice, inégalités et environnement : une question économique ?

L'étude de l'environnement naturel est aujourd'hui reconnue comme un champ de l'analyse économique. La raréfaction des biens et services écosystémiques et des ressources naturelles a conduit ce champ disciplinaire à étudier leur allocation optimale et leur préservation.

L'autonomisation de cette branche de l'économie est assez récente mais la mise en évidence des enjeux environnementaux en économie est beaucoup plus ancienne⁶¹. Les classiques, tels que Malthus et Ricardo, ont tous évoqué le rôle de la terre et de son allocation dans leurs écrits. En particulier, ils ont mis en évidence la finitude de la terre disponible pour les cultures, terre fournissant les ressources pour la production de biens alimentaires. Chez Ricardo (1821), l'objet « terre » est très présent. Elle n'y est pas considérée comme pouvant se détériorer, mais ses rendements décroissants (les terres cultivées sont de moins en moins fertiles) sont envisagés comme la cause de la finitude économique et d'un état stationnaire futur. Mill (1848) évoque même un nouveau rôle de la *nature* et une éthique de la population afin de laisser une place à la Nature non domestiquée par l'Homme :

« si la terre doit perdre ce charme qu'elle doit en grande partie à des choses que l'accroissement illimité de la richesse et de la population feraient disparaître, et cela simplement pour nourrir une population plus nombreuse, mais qui ne serait ni meilleure ni plus heureuse, j'espère sincèrement pour la postérité qu'elle se contentera de l'état stationnaire bien avant d'y être contrainte par la nécessité » (Mill, 1848, livre IV, chapitre 6, § 8).

Par la suite et surtout avec la prise de conscience des problèmes environnementaux (Carson, 1962), la science économique a cherché à intégrer cette dimension dans son analyse. D'un côté, l'économie néoclassique a intégré l'environnement à travers deux déclinaisons : l'économie de l'environnement, focalisée sur l'étude des externalités environnementales et la possibilité de les internaliser, et l'économie des ressources naturelles, attachée à l'étude de la gestion des ressources renouvelables et non renouvelables dans une perspective inter-temporelle. D'un autre côté, un mouvement interdisciplinaire s'est institutionnalisé sous le nom d'économie écologique à la fin des années 1980. Ce mouvement considère la sphère économique comme imbriquée au sein des processus naturels et fait suite notamment aux travaux sur la bioéconomie de Georgescu-Roegen (1971) ayant permis de penser la finitude des ressources naturelles dans l'analyse économique. Ces deux mouvements se sont développés autour de problématiques diverses et ont peu abordé celle de l'inégalité et/ou de l'injustice. Pourtant, décider de l'optimalité et décider de la justice d'une allocation sont deux actions concomitantes dans le temps et l'espace. Selon Hume (1740) et Rawls (1971), les circonstances de justice dépendent d'une relative rareté des biens à distribuer (Le Jallé, 2008).

⁶¹ L'objectif ici est de comprendre comment les théories économiques actuelles ont intégré l'environnement mais nous ne cherchons pas à présenter une analyse exhaustive de l'émergence de cette préoccupation dans la littérature économique. À ce sujet, voir Dasgupta (2008).

Les circonstances de justice correspondent alors à : « l'ensemble des conditions normales qui rendent à la fois possible et nécessaire la coopération humaine » (Rawls, 2009[1971], p. 161). De même, la science économique est décrite par Robbins (1932, p. 15) comme : « *the science which studies human behaviour as a relationship between ends and scarce means which have alternative uses* ».

Rawls et Hume évoquent d'autres circonstances de justice comme la nécessité d'avoir de nombreuses personnes sur un même territoire (Rawls) et l'existence de conflits d'intérêts causés par des désirs semblables (Rawls et Hume) et par des conceptions du bien différentes (Rawls). Les trois circonstances de justice précédemment énoncées sont similaires aux conditions nécessaires pour la mise en place d'une analyse économique⁶². Ces deux réflexions peuvent donc se combiner. Cependant, peu d'analyses sur l'environnement combinent les questions de justice sociale et celles d'économie. Dans la section suivante, nous distinguons les intérêts positifs, normatifs et méthodologiques d'inclure l'analyse des inégalités environnementales en économie (sous-section 3.1). Dans la sous-section 3.2, nous développons la manière dont des analyses positives des inégalités environnementales pourraient être menées en économie. Ensuite, dans les sous-sections 3.3 et 3.4, nous montrons comment les courants de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles et celui de l'économie écologique se fondent normativement afin d'envisager l'inclusion de l'analyse normative des inégalités environnementales dans chacun de ces champs. Pour cela, nous étudions plus spécifiquement les objectifs sociétaux considérés comme centraux dans ces deux champs de littérature. Enfin, nous montrons comment l'économie de la soutenabilité, au sein de l'économie écologique permet une intégration satisfaisante des inégalités environnementales dans son champ d'analyse (sous-section 3.5).

3.1 Intégration des inégalités environnementales en économie : discerner les arguments positifs, normatifs et méthodologiques

Des raisons normatives, positives et méthodologiques peuvent justifier l'intégration de la problématique des inégalités environnementales dans l'analyse économique. En effet, concernant les deux premiers éléments, l'économie peut avoir des ambitions normatives (*Welfare economics*, par exemple) et des ambitions positives (Institutionnalisme par exemple). En effet, mesurer les inégalités et identifier les déterminants de celle-ci permet à la

⁶² La perspective institutionnelle de l'économie est aussi importante puisque Rawls est à la recherche d'institutions justes et non pas uniquement d'équité dans les résultats.

fois de questionner l'équité d'une distribution (normatif) et d'identifier des processus associés à cette forme d'inégalité particulière (positif).

Ainsi, deux types de questionnements différents peuvent se poser lors de l'analyse économique d'un phénomène, comme celui des inégalités environnementales :

1. « Si X se produit dans un ensemble de circonstances particulières, quelles sont les implications pour Y ? »
2. « Qu'est-ce qui doit être fait dans un ensemble de circonstances particulières ? »⁶³

La première question correspond à un questionnement d'économie positive, alors que la deuxième question repose sur une perspective normative. Notre démarche au sein de cette thèse s'attarde principalement sur les raisons normatives d'inclure la problématique des inégalités environnementales dans l'analyse économique. De plus, nous nous basons sur des conceptions diverses de la justice. Nous essayons donc de répondre à une question plus large incluant une pluralité de conceptions normatives du juste :

3. « Qu'est-ce qui doit être fait dans un ensemble de circonstances particulières si l'on se place dans les conceptions de la justice A, B ou C ? »⁶⁴

La définition des conceptions de la justice A, B et C relève de la philosophie économique, ce que nous détaillerons dans le chapitre suivant. Cette dernière question est vue par certains auteurs comme une question d'économie positive. En effet, la question n'est plus posée dans le cadre d'une théorie de la justice sous-jacente car les conceptions de la justice sont empruntées aux théories philosophiques de la justice. Le travail de l'économiste est alors de déterminer des critères et des objectifs associés aux différentes théories philosophiques (Fleurbaey, 1996, p. 4).

La discipline économique peut aussi s'avérer utile pour étudier des questionnements n'entrant pas directement dans ses champs d'études traditionnels. Les analyses économiques peuvent apporter des méthodes utiles à l'analyse des inégalités comme la statistique peut le faire en sciences économiques. En effet, les méthodes utilisées par les économistes pour mesurer les inégalités économiques, ainsi que les analyses économétriques, peuvent apporter une compréhension du phénomène des inégalités environnementales. Si l'intérêt des méthodes

⁶³ Distinction proposée par Perman et al. (2003)

⁶⁴ La définition des conceptions de la justice A, B et C relève de la philosophie économique, ce que nous détaillerons dans le chapitre suivant.

économiques semble donc aisément identifiable dans ce contexte, la distinction entre des questionnements positifs et normatifs demeure plus ténue.

3.2 Analyses économiques positives des inégalités environnementales

Depuis de nombreuses années, la recherche académique en économie considère que les inégalités économiques peuvent générer de nombreux effets secondaires, par exemple sur la santé ou la croissance. Face à la situation environnementale contemporaine, le rôle de ces inégalités dans la dégradation de l'environnement se pose également de manière exacerbée dans la littérature économique (Berthe et Elie, 2015). La question suivante est alors posée : comment les inégalités économiques influencent-elles la qualité environnementale et la soutenabilité ? Par analogie, la science économique pourrait se poser une question similaire sur les inégalités environnementales : comment les inégalités environnementales influencent-elles la qualité environnementale et la soutenabilité ?

Les inégalités environnementales pourraient aussi avoir un impact sur la croissance économique, puisque, dans son ouvrage *Environmentalism of the poor*, Martinez-Alier (2002) décrit l'étude de la distribution comme précédant l'étude de la production. Considérer les questions de distribution et de production comme analytiquement imbriquées oblige à s'intéresser aux liens existant entre la distribution des richesses (environnementales et économiques) et les performances économiques. Deux problématiques doivent alors être discernées : l'arbitrage pouvant exister entre l'efficacité et l'équité et celui pouvant exister entre l'équité et un optimum particulier. Si l'équité n'est pas influencée par les autres dimensions, l'étude de la distribution ne concerne plus le scientifique cherchant à identifier les allocations optimales et/ou efficaces. Sous des conditions particulières, le second théorème du bien-être énonce que chaque allocation efficiente est un équilibre concurrentiel réalisable à partir d'une dotation initiale particulière des ressources (Pindyck et Rubinfeld, 2009, p. 675). Sous ce théorème, si l'État estime comme plus équitable un des optima de Pareto, il suffit de changer la distribution initiale. Ce changement ne conduit pas à des inefficacités puisque les échanges conduiront à un retour sur la courbe des contrats assurant l'efficacité. Dans ce cas, obtenir l'équité et obtenir l'efficacité sont deux objectifs pouvant être menés séparément sans arbitrage. Ce théorème n'est pas vérifié dans de nombreux cas, notamment en présence de

biens publics⁶⁵ ou lorsqu'il est impossible d'échanger après distribution des allocations initiales ou encore si la redistribution des allocations initiales est coûteuse.

De plus, cette efficacité ne signifie pas systématiquement que le résultat obtenu soit le plus désiré, mais uniquement qu'un optimum de Pareto est atteint. La situation n'est pas alors nécessairement celle jugée optimale, même si l'on retient un simple critère utilitariste. Pour montrer la connexion entre équité et optimum, Pearce (2006) donne l'exemple d'une société à deux individus subissant une pollution ambiante mesurée par sa concentration (C). Cette concentration subie implique un dommage (D). La comparaison de deux situations de concentration $C = (c_1; c_2) = (1; 3)$ et $C = (2; 2)$, avec c_1 la pollution subie par l'individu 1 et c_2 la pollution subie par l'individu 2, dépend alors de la relation entre concentration et dommage. Si la relation est linéaire admettons $D(c_i) = 10c_i$, alors le choix entre les deux couples donne les mêmes niveaux de dommage agrégé. Pour Pearce (2006), il n'y a dans ce cas-là pas de distinction entre les deux cas, c'est-à-dire : $\sum d_i = 40$. En revanche, si la relation est convexe, posons $D(c_i) = 10c_i^2$, alors, la somme est plus élevée dans une situation d'inégalité avec $\sum d_i = 100$ contre $\sum d_i = 80$ sinon. Pearce (2006) propose alors d'égaliser la distribution par mesure de minimisation des dommages agrégés. Dans cet exemple, l'auteur suppose que l'on valorise la somme des dommages. Ceci ne doit pas être assimilé à l'optimisation parétienne puisque les deux situations sont ici incomparables au sens de Pareto, l'individu 1 perdant en passant de la situation 1 à la situation 2 et inversement pour l'individu 2. Si la relation entre la concentration de polluant et le dommage est concave, alors la situation inégalitaire sera celle qui minimisera la somme des dommages. Un arbitrage entre l'équité de la distribution et l'optimalité sera alors identifiable. La distribution peut donc avoir une influence à la fois sur l'efficacité (optimalité parétienne) et aussi sur l'optimalité économique au sens utilitariste.

La recherche d'un optimum est toujours empreinte de conceptions normatives. La science économique ne s'intéresse donc pas uniquement à une étude positive des mécanismes économiques. Par exemple, la pensée économique standard se fonde sur une fonction d'évaluation sociale utilitariste. Le choix de cette fonction d'évaluation n'est pas neutre et doit se justifier à l'aide de fondements éthiques. L'étude de ces fondements normatifs n'est que peu évoquée dans les publications récentes, même si l'économie de l'environnement se base sur une école de pensée très ancienne, celle de l'utilitarisme.

⁶⁵ Voir Rouaix et al. (2015).

3.3 Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective néoclassique

Les économistes de l'environnement et des ressources naturelles considèrent le plus souvent leurs travaux comme libres de valeurs (Illge et Schwarze, 2009). Pourtant la mobilisation d'objectifs sociaux tels que l'optimalité, l'efficacité et la soutenabilité semble impossible sans fonder ces concepts sur une normativité et des valeurs particulières. Dans son approche de la question environnementale, l'économie néoclassique se base sur une conception morale utilitariste. Cette dernière est représentée par trois philosophes britanniques du 19^e siècle : D. Hume, J. Bentham et J.S. Mill. Une version de la pensée utilitariste est présentée par Mill dans son ouvrage *Utilitarianism*⁶⁶ paru en 1863.

3.3.1 *Fondements normatifs de l'économie de l'environnement et des ressources*

Cette théorie est **conséquentialiste** et ne s'intéresse pas à ce qui motive nos actions. L'évaluation de la situation préférable ne se fait qu'au regard de l'évaluation des conséquences de ces actions. Ce fait la rend facilement mobilisable puisque seul le résultat, qui est en général observable, compte. L'**utilité** est alors évaluée comme le fondement du plaisir ou de la joie individuelle. L'économie moderne a fait le choix de l'application d'une réflexion à la **communauté humaine** uniquement (en vie et parfois en devenir), en excluant la vision défendue par Peter Singer entre autres⁶⁷.

L'usage économique s'éloigne sur un point particulier de la théorie utilitariste originelle. La théorie utilitariste considère que l'utilité est exprimée par chaque individu (**individualisme**) et qu'elle ne peut pas être discutée. D'un autre côté, la théorie économique a choisi une vision plus **paternaliste** en ayant recours à des fonctions d'utilité souvent **homogènes** pour tous les individus et dépendantes des biens consommés. Il n'est pas possible de savoir *a priori* si cette simplification est une *volonté* intellectuelle ou une simplification de la réalité *subie* pour rendre plus aisée la modélisation. Dans cette simplification, l'individu est en général **égocentrique**⁶⁸, son utilité ne dépend pas de la situation des autres.

⁶⁶ Bien que ce livre présente une version de l'utilitarisme, des divergences entre les auteurs utilitaristes existent et même entre ces trois auteurs fondamentaux. Par exemple, sur les plaisirs valorisables ou sur le rôle des droits individuels ces auteurs divergent : voir Rawls (1971).

⁶⁷ Pour Singer (2002), les animaux étant des êtres pouvant souffrir et recherchant généralement à ne pas souffrir, aucune raison objective ne permet de les exclure d'une analyse morale. Si nous concevons leur recherche de réduction de souffrance comme une requête alors nous aurions des obligations envers ces êtres non-humains.

⁶⁸ *Self-centered* en anglais.

Un dernier point doit être précisé pour aider à comprendre les implications du choix de l'éthique utilitariste sur l'allocation des ressources environnementales dans la théorie économique néoclassique : cela concerne la **fonction d'agrégation des utilités** ou Social Welfare Function (SWF). Si l'économiste néoclassique ne souhaite pas se limiter à une discussion en termes d'efficacité et souhaite s'exprimer sur une situation optimale, il est alors contraint de supposer une comparabilité interpersonnelle des utilités et donc *in fine* des mesures cardinales des utilités⁶⁹. En général, la fonction d'agrégation choisie par les utilitaristes est, en général, une addition des utilités des individus. L'argument éthique sous-jacent est d'affirmer que chaque individu possède alors une place équivalente dans la recherche de la situation socialement optimale. La pondération valant l'unité pour chaque individu, cette théorie respecte donc l'*impartialité* comme principe de base de son éthique, c'est-à-dire le fait que l'identité des individus ne joue aucun rôle dans l'évaluation de l'état social. Cette description nous donne une idée d'un premier objectif de l'utilitarisme, l'optimalité, mais deux autres objectifs sociétaux sont également mobilisés dans le champ de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles : ceux d'efficacité et de soutenabilité.

3.3.2 *Économie de l'environnement et des ressources naturelles : objectifs sociétaux*

L'analyse contemporaine en économie de l'environnement et des ressources naturelles se recentre sur les questions d'allocation optimale, d'efficacité et de soutenabilité. La macroéconomie et l'introduction des modèles de croissance en économie néoclassique ont conduit à l'apparition de l'économie des ressources naturelles avec une première focalisation sur l'efficacité et l'optimalité dans la gestion des ressources naturelles utiles à la croissance économique. La recherche d'une optimalité inter-temporelle correspond à la considération du troisième objectif sociétal de ce champ, celui de la soutenabilité. Ces trois concepts d'optimalité, d'efficacité et de soutenabilité peuvent succinctement être décrits comme suit.

L'**efficacité**, tout d'abord, se conçoit comme un principe de non-gaspillage (*non-wastfulness*), dans l'allocation des ressources environnementales rares (Baumgärtner et Quaas, 2010a). Toutes les situations efficaces ne se valent pas, mais il semble fortuit de choisir une situation non efficace face à une situation efficace. D'un point de vue économique, cette notion d'efficacité est à rapprocher de la notion d'optimum de Pareto. Bien que l'on parle d'optimum dans ce cas, la conceptualisation parétienne de l'optimalité est en fait une conception de

⁶⁹ Pour une discussion plus approfondie sur la portée de cette hypothèse, voir Harsanyi (1955) et Sen (1980).

l'efficacité puisqu'elle ne discrimine pas un seul état de la société et se base sur une notion de non-gaspillage. Ce principe est considéré par les *welfaristes* comme un principe éthique minimal non critiquable. Bien que quasiment unanime, celui-ci peut tout de même se heurter à des conceptions particulières de la justice. En particulier, un égalitarisme strict, portant l'objectif que chacun ait la même chose, ne serait pas en accord avec la mise en place du principe d'efficacité parétienne. De plus, ce principe ne s'intéresse qu'aux conséquences et ne s'attarde pas, par exemple, sur l'équité procédurale, c'est-à-dire le fait que la procédure suivie pour atteindre les conséquences étudiées soit juste. Enfin, ce principe ne se focalise que sur l'allocation et ne regarde pas les questions en dehors de ce champ comme celle de la liberté. Il reste donc un outil utile mais insuffisant, puisqu'il ne permet pas, d'une part, de discriminer un état unique et, d'autre part, ne s'intéresse pas aux autres dimensions de la justice.

L'**optimalité**, quant à elle, est un concept plus restrictif que l'efficacité, puisqu'il isole un unique état de la société⁷⁰. En effet, bien que plusieurs allocations puissent être efficaces, une seule est optimale. Perman et al. (2003, p. 4) présente l'optimalité comme suit. Dans une société, estimée comme le groupe de référence, un choix d'utilisation des ressources est jugé optimal s'il maximise un objectif global d'utilisation des ressources choisi par cette société. Ce principe a des conséquences dans l'allocation de biens rares entre différents agents. Il peut y avoir un arbitrage entre l'application de ce principe et une allocation considérée comme juste, bien que les principes d'optimalité intègrent, en général, une certaine forme d'éthique sous-jacente. Pour les utilitaristes, la maximisation de la somme des utilités inclut l'équité par la prise en compte identique de chaque utilité. Comme pour le principe d'efficacité, ce principe est purement conséquentialiste. L'équité dépend alors du choix de la fonction permettant d'évaluer une société donnée, autrement appelée **fonction d'évaluation sociale** ou *Social Evaluation Function* (SEF) et choisie par la société comme fonction à maximiser. Cette fonction correspond à la somme des utilités individuelles dans le cas de l'utilitarisme par exemple.

Le dernier principe utilisé en économie de l'environnement et des ressources naturelles, plus spécifique à cette branche de l'économie, contrairement aux deux autres, est celui de **soutenabilité** (ou durabilité). La question de la soutenabilité a été introduite pour tenir compte

⁷⁰ À notre avis, il demeure cependant abusif d'affirmer qu'une situation optimale est nécessairement efficace. En effet, si le choix de la société se porte sur une fonction d'évaluation sociale (définie à la fin de ce paragraphe) égalitariste alors le choix de l'utilisation des ressources fait par la société n'est pas forcément efficace. En revanche, cette affirmation demeure vérifiée lors de l'utilisation de la fonction d'évaluation sociale la plus répandue, celle relative à la pensée utilitariste.

des générations futures et est directement associée aux problématiques d'environnement et de changement climatique. Elle est souvent perçue comme une obligation morale puisqu'elle conduit à des choix, comme celui du taux d'actualisation, fortement empreints d'enjeux éthiques (Ferrari et Mery, 2008). Néanmoins, l'économie de l'environnement perçoit souvent cet objectif de soutenabilité comme un objectif d'allocation optimale inter-temporelle, reléguant les questions de justice au second plan, c'est-à-dire aux choix de la définition de l'optimalité.

Ces trois objectifs sociétaux sont la base de l'évaluation normative de la société proposée en économie de l'environnement et des ressources naturelles. À présent, nous pouvons voir comment ces objectifs sociétaux peuvent inclure les inégalités.

3.3.3 *Économie de l'environnement et des ressources : quelle place pour les inégalités ?*

Bien que l'économie de l'environnement et des ressources n'ait pas pour objectif de permettre une allocation juste des ressources, l'application de ces préceptes peut avoir des conséquences sur la justice et/ou l'inégalité⁷¹. En effet, plusieurs alternatives conduisent à des conclusions sur l'égalité dans les résultats, de manière volontaire ou involontaire, 1) en utilisant une fonction d'utilité croissante à taux décroissant par rapport aux biens possédés, 2) en considérant que l'utilité des agents dépend du niveau d'inégalité et/ou du niveau de vie des autres agents ou 3) en mobilisant une fonction d'agrégation différente de l'addition simple des utilités.

Premièrement, la plupart des travaux des économistes modernes proposent une résolution de la fonction sociale de bien-être qui a un impact distributif (Perman et al., 2003). Dans ces travaux, l'utilité des individus dépend de la consommation d'un bien X ⁷² et chaque individu tire de ce bien un niveau d'utilité :

$$U_i = U_i(X_i) \quad (1)$$

Avec U_i l'utilité de l'individu i et X_i la quantité du bien consommé par l'individu i .

En général, les utilités des individus sont considérées comme croissantes en fonction de la quantité consommée du bien à taux décroissant. Ainsi, les individus préfèrent toujours avoir

⁷¹ Pour reprendre les développements précédents, nous pouvons noter que la théorie utilitariste pose, dans sa fonction d'agrégation additive, une considération identique pour tous les individus. Bien que cela ne garantisse en rien une égalité des résultats, ceci assure une forme d'égalité entre tous les individus.

⁷² Ce raisonnement peut être étendu à la consommation de plusieurs biens.

une plus grande quantité du bien X, mais chaque nouvelle quantité de bien X consommée entraîne une augmentation de l'utilité de plus en plus faible :

$$\frac{dU_i}{dX_i} \geq 0 \text{ et } \frac{d^2U_i}{dX_i^2} \leq 0 \quad (2)$$

La façon dont les utilités sont agrégées peut ensuite avoir des implications en termes de distribution. Le choix le plus commun dans cette littérature pour agréger les utilités est celui de la maximisation de leur somme :

$$W = W(U_1, U_2 \dots) = \sum U_i(X_i) \quad (3)$$

Dans le cas d'une distribution d'un bien dont la quantité totale est fixe, la maximisation du bien-être global correspond alors à l'égalisation des utilités marginales.

Une dernière hypothèse est nécessaire pour aboutir à une conclusion en termes d'inégalités de répartition du bien X. Il s'agit de considérer que les individus transforment tous de la même manière le bien en utilité (même fonction d'utilité pour tous les individus) :

$$U_i(X_i) = U(X_i) \quad (4)$$

Dans ce cas, le niveau de consommation de tous les individus doit être identique pour maximiser le bien-être global. Ces hypothèses, classiques en économie, entraînent donc une préférence pour la situation d'égalité afin de maximiser le bien-être global. Cette situation n'est néanmoins plus vraie si l'une des hypothèses posées est remise en cause.

Deuxièmement, l'utilité des agents peut être considérée comme fonction du niveau d'inégalité et/ou du niveau de vie des autres agents. L'utilité de l'individu *i* dépend alors de celle de l'individu *j*. Suivant la façon dont l'utilité des autres individus est incluse, cela peut favoriser l'inégalité ou favoriser l'égalité. En effet, l'inclusion dans la fonction d'utilité de normes morales sur les inégalités n'aura pas les mêmes conséquences que l'inclusion de la notion d'envie. Par exemple, l'ajout de normes morales concernant les inégalités peut conduire les agents à avoir une utilité plus faible en présence d'inégalités. Dans ce cas, une situation moins inégalitaire conduira à une augmentation de la somme des utilités.

Troisièmement, l'utilisation d'une autre fonction d'agrégation que la fonction d'agrégation utilitariste peut permettre d'inclure la problématique des inégalités. Changer la SWF nous éloigne en revanche du fondement de l'utilitarisme, c'est-à-dire, le plus grand bien pour le

plus grand nombre⁷³. De plus, la mobilisation d'un **agent représentatif** de la société entière comme dernière étape de simplification efface souvent la problématique des inégalités (Piketty, 2013).

Dans tous les cas, d'un point de vue normatif, une différence forte existe entre un principe d'égalité posé *ex ante* et le fait de conclure *ex post* que l'égalité est la meilleure des solutions. Cette dernière option est celle mise en avant par la littérature utilitariste et n'est pas la perspective choisie au sein de cette thèse.

L'économie écologique propose une analyse différente des problématiques environnementales puisqu'elle s'est développée autour de l'idée selon laquelle l'activité économique ne peut être pensée que comme un élément de la biosphère. Dans ce courant, Faber et al. (2002) appellent au passage de l'Homo œconomicus à l'Homo politicus. « *The homo politicus developed by Faber et al. (2002) is based on ethical considerations and essentially characterized by its 'striving for political justice'* » (Becker, 2006, p. 19). La justice et l'égalité viennent alors à se positionner au cœur des objectifs sociétaux à étudier.

3.4 Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective de l'économie écologique

« *To put it starkly, in the neoclassical view the economy contains the ecosystem ; in the view advocated here (call it ecological economics), the ecosystem contains the economy to which it supplies a throughput of matter-energy taken from in natura uses according to some rule of sustainable yield rather than according to individual willingness to pay* ». (Daly, 1992, p. 187)

Inspirée des travaux d'auteurs tels que N. Georgescu-Roegen, K.E. Bouding, R. Costanza ou H. Daly⁷⁴, l'économie écologique est un champ avec une organisation interne forte qui s'est institutionnalisée par la création d'une association internationale⁷⁵ et de la revue *Ecological Economics* parue pour la première fois en 1989. De nombreuses associations aux échelles nationale et continentale existent également et portent parfois des visions différentes de ce champ. Dans tous les cas, l'économie écologique se fonde sur l'inclusion des relations économiques au sein des écosystèmes, ce qui la distingue de l'économie de l'environnement.

⁷³ Pour une revue de la convergence entre égalitarisme et utilitarisme, voir notamment : Trannoy (1999) et plus récemment Stark et al. (2015).

⁷⁴ Pour une discussion détaillée des travaux initiateurs du champ, voir Røpke (2004).

⁷⁵ La création de l'*International Society of Ecological Economics* a été programmée en 1987 lors d'un séminaire à Barcelone, puis instituée en 1988 (Røpke, 2005)

3.4.1 L'économie écologique : autonomisation et délimitation du champ de recherche

Ce champ économique est moins unifié (Røpke, 2005) que la littérature néoclassique et cette fragmentation demeure une des grandes difficultés pour son développement⁷⁶. D'un point de vue théorique, l'identité de la discipline demeure faible (Røpke, 2005)⁷⁷. Cette discipline n'a donc pas de frontières claires, mais ce pluralisme méthodologique et disciplinaire est une force et même une nécessité pour certains chercheurs en économie écologique. En cas d'incertitudes fortes, la pluralité des analyses apporterait une réponse meilleure qu'une analyse unique prétendant résoudre le problème dans sa globalité. Spash (2012) appelle à conserver une diversité et surtout l'interdisciplinarité de l'économie écologique par un travail épistémologique de distinction avec l'économie néoclassique de l'environnement et par l'identification de fondements théoriques communs à ce domaine. Ainsi, au-delà de l'acceptation d'une pluralité d'approches, ce travail épistémologique devrait permettre d'opérer une sélection parmi tout le savoir concernant l'environnement. Spash (2012) appelle donc à l'identification de bases ontologiques et épistémologiques communes à toutes les méthodes développées en économie écologique. Plus qu'à un pluralisme méthodologique, l'économie écologique s'apparenterait alors à une méthodologie pluraliste, c'est-à-dire une méthodologie capable de contenir une pluralité d'approches.

Bien que la transdisciplinarité et l'inscription du pluralisme comme principe rendent le champ difficile à circonscrire, la place des problématiques sociales et de justice semble plus centrale qu'en économie de l'environnement (Douai et Vivien, 2009). Dans cette optique, Faber (2008, p. 2) écrit à propos de l'économie écologique : « *To sum up: interest in nature, justice and time are the essential characteristics of Ecological Economics* ». De son côté, Røpke (2005) présente l'étude de l'équité et de la distribution comme une des idées fondamentales lors de l'établissement de l'organisation de l'économie écologique et Daly (1992) propose trois objectifs sociétaux incluant notamment la justice de la distribution.

Parmi les différences notées entre l'économie des ressources et de l'environnement et l'économie écologique, Illge et Schwarze (2009) identifient, à partir d'un questionnaire posé à la fois à des économistes de l'environnement néoclassiques et des économistes écologiques,

⁷⁶ Voir sur ce point Costanza (1992).

⁷⁷ En particulier, il est à noter la distinction entre une vision européenne (socio-économie écologique) et une vision américaine. La vision européenne a été soutenue par la création en 1996 d'une Société Européenne d'Économie Écologique (ESEE en 1996). À la différence de la vision américaine, celle-ci semble moins perméable avec l'économie de l'environnement et des ressources. D'un point de vue théorique, le mouvement de l'économie écologique européen se divise également en deux sous-ensembles avec la proposition d'une socio-économie politique et une socio-économie normative comme les définissent Douai et Vivien (2009).

les caractéristiques de ces deux courants de pensée. Deux éléments concernant le rapport à la justice et à l'équité ressortent de cette analyse. Tout d'abord, l'économie écologique considère la justice au sein de son étude dans sa dimension intergénérationnelle (par la soutenabilité) comme intragénérationnelle. Le fait d'assurer la justice intergénérationnelle ne peut alors se faire sans assurer une **justice intragénérationnelle** minimale concernant l'accaparement des ressources au sein d'une génération. Toute volonté d'assurer une justice intergénérationnelle s'accompagne alors d'un principe de justice intragénérationnelle. Ensuite, la conception de la science proposée par les deux courants de pensée a aussi des conséquences en termes de justice. Les économistes néoclassiques estiment que la science économique doit être objective, alors que les économistes écologiques considèrent celle-ci comme ne devant pas être détachée de toute valeur. Ces derniers argumentent donc pour la mise en place d'une méthodologie subjectiviste. Ainsi, la méthode de l'économie écologique n'est pas fondée sur une normativité particulière, mais recherche une explicitation des positionnements éthiques comme le propose Spash (2012)⁷⁸. L'économie écologique considère donc la possibilité d'une **pluralité de jugements éthiques**⁷⁹ pouvant cohabiter et faisant partie intégrante de l'analyse scientifique en économie.

La prise en compte d'une pluralité de jugements éthiques se traduit par deux éléments majeurs.

1. Une absence de **monisme des valeurs** :

S'il y a absence de monisme des valeurs, tout ne peut pas se réduire à des modifications de l'utilité des agents (Gowdy et Erickson, 2005), c'est-à-dire qu'il n'y a pas de comparabilité forte entre différentes situations selon le lexique utilisé par Martinez-Alier et al. (1998). Le pluralisme des valeurs peut donc s'accompagner d'une incommensurabilité entre celles-ci. Il n'est alors pas possible de fournir une comparaison par une seule échelle de mesure qu'elle soit cardinale (commensurabilité forte) ou ordinale (commensurabilité faible). Cette incommensurabilité, correspondant à la soutenabilité forte et à une comparabilité faible, repose sur la considération d'une pluralité d'éléments valorisables incommensurables mais comparables par l'utilisation d'analyses multicritères par exemple. Pour rappel, la conception faible de la soutenabilité prône une substituabilité entre les différentes formes de capitaux

⁷⁸ Il est à noter que Clive S. Spash est en désaccord profond sur d'autres dimensions de sa réflexion avec la vision « traditionnelle » de l'économie écologique. Les limites qu'ils proposent au pluralisme méthodologique en excluant les analyses d'économie de l'environnement et des ressources sont fortement critiquées.

⁷⁹ Il ne faut pas confondre le pluralisme des valeurs envisagé ici avec le pluralisme méthodologique évoqué précédemment. Une même méthodologie peut appréhender diverses valeurs et des méthodologies différentes peuvent se baser sur une valeur unique.

(humain, naturel, manufacturé) tandis que la version forte défend une non-substituabilité entre ceux-ci. Cette complémentarité entre les capitaux peut s'exprimer quel que soit le niveau de chaque capital ou en-dessous d'un seuil, appelé capital naturel critique pour le capital naturel. La soutenabilité forte peut se justifier sur plusieurs bases comme l'essentialité de certaines fonctions écosystémiques, l'intégrité environnementale ou l'irréversibilité des processus à l'œuvre⁸⁰.

2. Une absence de **souveraineté des consommateurs** :

L'individu n'est pas analysé uniquement en tant qu'acheteur de produit mais comme un acteur social capable de **jugements**, un « homo politicus ». La recherche de la justice ne se fait plus uniquement par le marché mais aussi par l'intermédiaire d'institutions. Pour illustrer ce propos, nous pouvons reprendre la citation de Vatn et Bromley (1994) déjà mise en avant par Gowdy et Erickson (2005) : « *just as preferences count for consumer choice within constraints, judgments can be used as the driving concept for citizens choosing basic norms or modifying existing constraints* » (Vatn et Bromley, 1994, p. 142).

Au-delà de ces éléments méthodologiques, l'économie écologique propose d'isoler trois objectifs sociétaux, distincts de ceux de l'économie de l'environnement, que nous présentons dans la sous-section suivante.

3.4.2 Économie écologique : quels objectifs sociétaux ?

Face au triptyque de l'économie de l'environnement, optimalité, efficacité et soutenabilité, Daly (1992) propose trois dimensions différentes sur lesquelles appuyer l'analyse en économie écologique : l'allocation, la distribution et l'échelle. Derrière ces trois concepts se retrouvent trois objectifs respectivement : l'**efficacité**, la **justice** et la **soutenabilité**.

Daly (1992) décrit ces trois objectifs de manière assez classique. L'**allocation** consiste à allouer les ressources entre les différentes fins. La **distribution** est la division du flux de ressources sous la forme de biens finaux à distribuer entre les différentes personnes. Enfin, l'**échelle** est le volume physique total de matière et d'énergie utilisé pour être restitué sous forme de déchets. Il est à noter que les déchets et la capacité de l'environnement à les stocker font aussi partie de la définition d'une échelle ou d'une dimension convenable de l'économie par rapport aux écosystèmes. Ce troisième objectif a un sens différent de celui de soutenabilité en économie de l'environnement étant donné l'inclusion de la sphère économique au sein des écosystèmes en économie écologique. En conservant un point de vue anthropocentrique,

⁸⁰ Pour une étude détaillée concernant la distinction entre soutenabilité forte et faible, voir : Neumayer (2003)

l'étude de l'échelle de l'analyse économique correspond à une analyse de la distribution d'un point de vue intergénérationnelle.

Ces trois objectifs sont perçus comme économiques par Daly (1992) parce qu'ils engendrent des coûts et des bénéfices. Divers arbitrages peuvent apparaître entre ces objectifs. Par exemple, un arbitrage entre l'allocation et la distribution peut prendre la forme d'une allocation efficace qui ne permettrait pas d'assurer l'équité de la distribution. L'arbitrage entre la distribution et l'échelle de l'économie peut, quant à lui, se matérialiser dans une situation où l'on souhaiterait assurer aux générations vivantes un minimum vital. Que faire alors si l'assurance d'un minimum vital n'est pas compatible avec le respect d'un principe de soutenabilité retenu ? C'est dans ce sens que Prakash et Gupta (1994) évoquent la nécessité d'un développement dans le Sud et sa contradiction potentielle avec une échelle donnée de l'économie. Bien que des arbitrages puissent exister entre ces trois objectifs, ceux-ci ne peuvent se résoudre selon Daly (1992, p.185) avec un même instrument en employant l'analogie suivante : « *you can't kill three birds with one stone* ». En cela, les trois objectifs seraient séparables voire indépendants⁸¹.

Pour résumer, l'économie écologique propose des objectifs sociétaux distincts de ceux énoncés dans le champ de l'économie néoclassique. L'efficacité et la soutenabilité sont communes mais ne recouvrent pas strictement la même signification. Ensuite, l'optimalité pour l'économie des ressources et de l'environnement s'oppose à la justice de la distribution en économie écologique.

Ces objectifs recourent tous des problématiques de justice. En premier lieu, les problématiques de justice intragénérationnelle apparaissent dans la définition de l'optimum ou dans le choix d'une distribution juste. En deuxième lieu, l'objectif de soutenabilité recouvre en grande partie la recherche d'une justice inter-temporelle, voire d'une justice intergénérationnelle. En troisième lieu, les arbitrages éventuels entre les objectifs d'allocation, de distribution et d'échelle impliquent des jugements faisant appel à l'éthique.

⁸¹ C'est en particulier ce dernier point qui a été critiqué. Cette critique est illustrée par le fait que la politique fiscale peut avoir un impact plus important sur la distribution des revenus que sur l'efficacité environnementale. Ce débat s'est poursuivi avec notamment les travaux de Stewen (1998), Lawn (2007) et Malghan (2010). Dès les éléments évoqués par Prakash et Gupta (1994), Daly (1994) a préféré qualifier les trois objectifs comme séparables plutôt qu'indépendants tout en tenant en garde les auteurs du risque suivant : « *as I pointed out, policy seems to be running ahead of theory in this area. This is not a happy situation. Theorists must not allow themselves to be debilitated and rendered irrelevant by too deep a philosophical reflection on the infinite interconnectedness of all things. Yet we cannot be simplistic either. It is a difficult balance, as I am sure Prakash and Gupta well know* » (Daly, 1994, p.91). Ces débats ne remettent pas en cause la pertinence des trois objectifs sociétaux énoncés par Daly en 1992, mais discutent uniquement les interdépendances des politiques associées.

Néanmoins, d'après la classification proposée par Hoepner et al. (2012) à partir d'une analyse bibliométrique, la thématique de l'équité ne semble pas s'imposer dans les articles économiques s'intéressant à l'environnement⁸². En effet, aucun des articles définis comme fondamentaux par cette analyse ne concerne directement la problématique de l'équité dans la distribution des biens environnementaux. Pourtant, la mise en lumière des objectifs sociétaux a montré le rôle de la justice, de manière indirecte en économie de l'environnement, et de manière directe en économie écologique. De plus, même lorsque différentes conceptions de la justice sont mobilisées pour comparer deux situations, les fondements philosophiques sur lesquels se basent ces principes de justice ne sont pas explicités⁸³. La systématisation des différentes conceptions de la justice reste donc nécessaire et l'économie de la soutenabilité fournit, de notre point de vue, un cadre théorique satisfaisant dans cette perspective.

3.5 L'économie de la soutenabilité comme porteuse des questionnements sur les inégalités environnementales

Au sein de l'économie écologique, Baumgärtner et Quaas (2010a) ont proposé l'élaboration d'un champ nommé « Économie de la soutenabilité ». Bien que ce terme ait déjà été utilisé auparavant, leur analyse propose une délimitation systématique de ce champ. À notre avis, l'économie de la soutenabilité, basée sur le concept de science post-normale, permet d'intégrer pleinement les problématiques économiques associées aux inégalités environnementales. La volonté de construire une posture scientifique permettant de faire cohabiter une pluralité de jugements éthiques est ambitieuse et doit répondre à une définition précise de l'épistémologie de cette science. Les auteurs Funtowicz et Ravetz (2003) ont proposé de définir une conception de la science pouvant traiter ces questions.

3.5.1 *Prémisses épistémologiques : la nécessité d'une science post-normale*

Funtowicz et Ravetz (2003) développent une réflexion autour de la mobilisation d'une science post-normale⁸⁴ pour appréhender la complexité en économie écologique. En effet, deux spécificités empêchent l'utilisation de réflexions d'économie appliquée traditionnelle en

⁸² Il est à noter que cet article a été l'occasion d'un débat entre les auteurs et Spash (2013) sur la validité de ce travail. L'auteur critique la méthode employée et, en particulier, l'utilisation des citations pour déterminer les articles centraux de ce champ. En effet, l'utilisation des citations n'est qu'une approximation par sa popularité de l'importance d'un article. L'auteur critique aussi la mauvaise considération de la limite des deux disciplines, notamment par la non-prise en compte de la diversité des approches en économie écologique.

⁸³ Voir par exemple Pascual et al. (2010). L'objectif principal est d'identifier comment des principes de justice simples peuvent être opérationnalisés (égalitarisme strict, statu quo).

⁸⁴ La science post-normale se définit au regard de la science disciplinaire « normale » décrite par Kuhn (1970).

économie écologique : l'incertitude forte et les valeurs incorporées⁸⁵. Cette démarche ne remet pas en cause l'existence de problématiques propres à une science normale mais met uniquement en évidence le fait que ces méthodes ne s'appliquent pas à la question de la soutenabilité. Spash (2012) rapproche cette perspective d'un réalisme critique dans lequel chaque science est irréductible aux autres mais où elles sont emboîtées les unes dans les autres, « *for example, everything is governed by the laws of physics, all biological entities are physical but not vice-versa, so biological sciences are embedded within the physical and likewise the social within the biological and the economic within the social* » (Spash, 2012, p. 43). Ainsi, l'analyse en termes de soutenabilité est soumise aux lois des sciences naturelles et des sciences physiques. En revanche, tout n'y est pas réduit à ces aspects puisque chaque élément du corps social étudié individuellement ne correspond pas à l'étude de sa globalité. Les études concernant les problématiques environnementales sont aussi soumises à la présence de valeurs et de jugements, ce qui n'est pas directement le cas pour les autres sciences.

L'étude de la problématique environnementale en science sociale est donc impossible, selon les auteurs, sans mobiliser une science post-normale. Cette dernière ne se base pas sur une notion de vérité, face à l'incertitude et aux valeurs mobilisées, mais sur une notion de qualité de l'analyse qui devient donc le centre de cette approche scientifique. L'évaluation, qui ne peut plus se faire selon un critère unique, nécessite alors une évaluation sociale multicritère. Par exemple, les auteurs évoquent la problématique des transports de passagers. Cette question a été originellement traitée comme une problématique de maximisation de la mobilité sous contrainte d'un niveau de coût et de sécurité. Cette approche est à présent remise en cause par l'inclusion de valeurs associées aux styles de vie modernes et par la prise en compte des incertitudes liées à l'impact des transports en termes de changement climatique et donc de soutenabilité. En incluant de nouveau les contextes sociaux et politiques dans les travaux des économistes, cette perspective scientifique se rapproche donc d'une analyse classique d'économie politique.

⁸⁵ La nécessaire interdisciplinarité ne permettant pas l'intégration de l'analyse dans un unique paradigme scientifique est aussi une des limites à la science normale. Cet élément est présent dès la définition de l'économie écologique par Costanza (1991, p.335) comme : « *By transdisciplinary we mean that ecological economics goes beyond the normal conceptions of scientific disciplines and tries to integrate and synthesize many different disciplinary perspectives* ».

Afin d'approfondir ces éléments, d'autres auteurs ont repris ce cadre pour définir une science particulière s'appuyant sur l'analyse de la justice dans la relation homme-nature, celle de l'économie de la soutenabilité.

3.5.2 Vers une économie de la soutenabilité centrée sur la justice

« *Sustainability is a normative notion about the way how humans should act towards nature, and how they are responsible towards one another and future generations* » (Baumgärtner et Quaas, 2010a, p. 445)

Dans leur article sur la définition de l'économie de la soutenabilité, *sustainability economics* en anglais, Baumgärtner et Quaas (2010a, p.446) proposent l'objectif suivant pour assurer la soutenabilité : « *justice in the domain of human-nature relationships and in the long-term inherently uncertain future* ». La perspective de l'économie de la soutenabilité se base sur l'étude des problématiques d'équité et de justice dans l'analyse économique. Dans cette optique, les auteurs considèrent quatre éléments comme faisant partie intégrante de l'analyse de l'économie de la soutenabilité :

1. Une focalisation sur la relation entre l'être humain et la Nature
2. Une orientation en fonction du long-terme et de l'incertitude sur le futur
3. Une définition des fondements normatifs basés sur l'idée de justice entre humains présents, générations futures ainsi qu'entre l'être humain et la Nature
4. Une efficacité économique comme non-gaspillage dans l'allocation des biens et services naturels ainsi que leurs substituts et compléments fabriqués par l'Homme

À partir de ce point de départ, les auteurs cherchent à définir les **fondements éthiques de l'économie de la soutenabilité**. Ils identifient trois aspects de la justice dans lesquelles l'économie de la soutenabilité intervient : la justice entre les hommes d'une même génération ; la justice entre les générations présentes et futures et la justice entre l'être humain et la Nature⁸⁶.

En dehors de la justice, les auteurs mettent en avant un objectif normatif de l'économie moderne : la satisfaction des besoins et des désirs des individus. Les auteurs justifient cela par le fait que l'économie moderne pose cette satisfaction comme objectif central. Néanmoins, il

⁸⁶ Comme présenté dans la première section, le travail de cette thèse s'attelle uniquement aux deux premiers aspects de la justice. L'homme étant la seule source d'évaluation, il s'agit toujours d'un questionnement d'une relation homme-homme au regard de la nature et des générations futures plus que d'une relation directe homme-nature. Les auteurs en utilisant dans ce troisième élément le terme de justice pose la nature comme sujet de justice et non uniquement comme objet d'éthique.

est difficile d'identifier ici pourquoi *a priori* les besoins et les désirs seraient des objectifs plus importants que les capacités ou les mérites par exemple. Cette décision nous semble devoir faire appel à la philosophie économique pour choisir, d'une manière détaillée, les variables focales adéquates pour déterminer la justice intragénérationnelle et intergénérationnelle. Ce travail nous semble partie intégrante du troisième axe d'étude défini ci-dessus et devoir être analysé comme une position éthique discutable.

La dimension économique de l'économie de la soutenabilité s'inscrit pour Baumgärtner et Quaas (2010a) dans la perspective économique proposée par Robbins, c'est-à-dire l'étude de la relation entre des fins multiples et des moyens rares pouvant être utilisés pour ces différentes fins. L'objectif de l'économie, si on en accepte cette définition, serait donc, concernant l'économie de la soutenabilité, d'allouer les ressources entre les différents objectifs possibles de la société. La façon d'allouer ces ressources de manière cohérente nécessite au minimum un non-gaspillage des ressources mais aussi un choix plus complexe d'arbitrage entre différentes options possibles. Le terme « efficacité » est employé par les auteurs comme substitut du terme non-gaspillage, mais nous préférons ici l'éviter étant donné la confusion possible avec le principe d'efficacité parétienne. Nous nous limitons donc à l'emploi du terme de non-gaspillage. En effet, le non-gaspillage ne peut pas se concevoir de la même manière lors de l'évaluation de la satisfaction d'agents économiques et lors de la recherche de l'atteinte d'un objectif de justice comme le concèdent eux-mêmes les auteurs. La réflexion autour de ce qu'est le non-gaspillage dans ce cadre reste donc à définir⁸⁷.

Finalement, les auteurs se placent dans la ligne de Funtowicz et Ravetz (2003) pour la définition d'une « relevant science » qui ne soit ni totalement normative ni totalement positive. L'objectif de l'économie de la soutenabilité est alors double, puisqu'il porte à la fois sur une volonté de compréhension des phénomènes liés à la soutenabilité et sur une volonté d'action pour une gestion conforme avec les principes de la soutenabilité.

En prenant en considération tous les éléments développés précédemment, les auteurs définissent les champs de recherche de cette science (Encadré 1). Parmi ceux-ci, ils proposent un champ s'attendant à l'interprétation, la concrétisation et à l'opérationnalisation de la vision normative de l'économie de la soutenabilité dans laquelle nous nous attarderons plus spécialement dans le chapitre 2.

⁸⁷ Pour une tentative de définition de la notion d'efficacité en économie de la soutenabilité, voir Baumgärtner et al. (2011).

Encadré 1 : Questions de recherche en économie de la soutenabilité :

Baumgärtner et Quaas (2010a) proposent le développement de trois champs de recherche en économie de la soutenabilité. La synthèse de ces trois champs présentée par Baumgärtner et Quaas (2010a, p. 448) est la suivante : «

1. Interpretation, concretization and operationalization of the normative vision of sustainability economics

1.1. Development of concrete notions of efficiency and justice for human–nature systems and corresponding ethics that explicitly deal with the long-term future, which is inherently uncertain and, beyond that, to a significant extent principally unknowable

1.2. Clarification of the relationships among the different normative goals and identification of potential conflicts and trade-offs, including an ethical critique, with respect to the norm of justice, of individual preferences and claims from which criteria of efficiency are constructed

1.3. Development of operational qualitative and quantitative indicators of the normative goals, and (context-specific) determination of adequate targets and tolerable windows for the indicators, including the identification of data needs for the empirical evaluation of indicators and build-up of suitable systems for data collection, processing and reporting (“sustainability accounting”)

2. Description and analysis of human–environment systems on multiple spatial scales over the long run and under uncertainty

2.1. Combination of real (e.g. bio-physical, energy–matter) and value (e.g. monetary) descriptions and analysis of human–environment interactions, e.g. thermodynamic–economic and ecological-economic modeling and analysis

2.2. Analysis of dynamical human–environment systems, taking into account joint production, flow-stock dynamics, interactions and feedbacks, dissipative structures, and the emergence of system properties such as thresholds, critical loads, tipping points, carrying capacity, and limited resilience in social, environmental and coupled human–environment systems

2.3. Different types, degrees and patterns of uncertainty and (gaining) knowledge in dynamic human–environment systems

2.4. Conditions and mechanisms that affect social, economic and political stability of human–environment systems, and analysis of stability patterns, vulnerability and systemic risks

2.5. Conditions and mechanisms that affect transformability of human–environment systems, and analysis of patterns of anthropogenic change

3. Institutions, policy instruments and governance : The overall research question of this field is how — that is, through what regulating structures and processes — can one attain the normative objectives of sustainability economics (cf. research field #1) in an adequately specified human–environment-system (cf. research field #2)?

3.1. Who bears responsibility for sustainability, that is: for what entities, to what extent, and towards what authority? What does this imply for the assignment and limitation of power, duties, and liability among political, economic and citizen actors?

3.2. What is the specific sustainability-economic legitimacy — i.e. with regard to efficiency and

justice—of institutions such as markets or “the state”, political structures and processes, and policy instruments?

3.3. How do the concepts of individual freedom, pursuance of happiness and a good life relate to individual or collective responsibilities towards future generations and nature? Are there ethical and/or economic limits to human actions towards nature and to individual choice of the means of a good life?

3.4. How to deal with the tension between the two seemingly opposite aspects of (i) preservation (of nature and of desirable social states) and (ii) development (through innovation and change) in a dynamic system, which are both inherent in the idea of sustainability?

3.5. What are institutions, policy instruments and governance structures that foster, beyond the attainment of particular and specific targets in terms of system states, the viability and adaptability of joint human–environment systems, which secures the social, political and economic ability to (re)act in those systems?

3.6. What is the role of science and scientists? Responsibility towards future generations generally implies a responsibility to acquire knowledge in order to alleviate inherent uncertainties. But how exactly to acquire knowledge, about what, and to what extent?

3.7. Design of decision making processes and governance structures allowing for adequately dealing with the wide scope, complexity and inherent uncertainty and ignorance that corresponds to the subject matter and aims of sustainability economics

3.8. Effectiveness of political, legal, economic and social steering and control instruments with regard to the specific sustainability economic goals of efficiency and justice »

En cherchant à définir une perspective globale de l'économie de la soutenabilité, les auteurs se sont confrontés à des critiques importantes (Bartelmus, 2010 ; Van den Bergh, 2010). Van den Bergh (2010) formalise quatre critiques principales :

1. L'absence de lien avec les externalités environnementales
2. La déconnexion entre les politiques de soutenabilité et les politiques environnementales actuelles
3. L'oubli de la problématique spatiale et du commerce
4. L'absence de choix entre la soutenabilité faible et la durabilité forte

La critique concernant le choix entre soutenabilité faible et forte, centrale en économie écologique (Douai et Vivien, 2009 ; Neumayer, 2003), nous semble particulièrement pertinente⁸⁸. Baumgärtner et Quaas (2010b) s'en défendent en expliquant que le cadre qu'ils

⁸⁸ Les trois premières critiques peuvent se percevoir comme des sous-dimensions des champs de recherche de Baumgärtner et Quaas (2010a) développés dans l'encadré 1. Chaque proposition de van der Bergh (2010) ferait partie de la recherche à effectuer en économie de la soutenabilité. Le lien avec les externalités environnementales pourrait être porté dans le sous-axe 2.2 qui s'attelle à identifier les différentes formes que prennent les interactions entre l'homme et son environnement dont les externalités sont parties intégrantes. La problématique spatiale pourrait, quant à elle, être transversale à l'axe 2 qui s'attache à une compréhension des phénomènes d'interactions entre l'humain et son milieu à différentes échelles spatiales. Enfin, l'observation des politiques

ont défini est général et que différentes expressions de la soutenabilité peuvent s'y inclure. L'économie de la soutenabilité, dans cette acception générale, contiendrait alors ces deux visions de la soutenabilité et les différents développements évoqués concernant la commensurabilité des valeurs pourraient donc y être discutés.

De son côté, Bartelmus (2010) met en lumière deux critiques. En premier lieu, pour cet auteur, la fondation de l'économie de la soutenabilité doit donner une position claire concernant les connexions entre économie écologique et économie des ressources et de l'environnement. Comme l'argument de van der Bergh, cet élément renvoie à la distinction entre une vision spécifique et une vision générale de l'économie de la soutenabilité. Le choix entre une définition de la soutenabilité faible ou forte pourra faire pencher l'analyse dans l'un des deux champs. Cependant, l'explicitation des conceptions de justice semble plus pertinente dans une perspective d'économie écologique, puisque l'économie de l'environnement et des ressources naturelles considère traditionnellement la science économique comme neutre. En second lieu, l'auteur considère nécessaire la proposition de conclusions pratiques en termes de mesure de la soutenabilité. Cette critique peut se comprendre comme un décalage entre la volonté de Baumgärtner et Quaas (2010a) de définir un champ de recherche et la volonté de Bartelmus (2010) de concevoir des outils pratiques. Pour Baumgärtner et Quaas (2010b), la conceptualisation d'un champ de l'économie de la soutenabilité constitue un préalable à la mise en place de mesures de la soutenabilité dans un second temps.

Plus généralement, face aux divers arguments présentés, Baumgärtner et Quaas (2010b) réaffirment leur cadre général et présentent leur objectif sous-jacent : permettre la cumulativité du savoir en économie de la soutenabilité pour consolider les bases fondamentales et autoriser des avancées supplémentaires et systématisables. La cumulativité en économie écologique est souvent limitée par le fait du pluralisme méthodologique évoqué ci-dessus. Des stratégies spécifiques sont donc nécessaires pour espérer une cumulativité raisonnable des travaux dans ce champ et limiter une trop grande perte d'information due à une impression de déconnexion entre les diverses études. Plus généralement, les différentes critiques énoncées par les auteurs ne semblent pas remettre en cause fondamentalement la définition de l'économie de la soutenabilité suivante :

environnementales actuelles peut s'inclure dans l'axe 3, qui vise à comparer et concevoir des politiques de soutenabilité et à comprendre les institutions régissant la gestion de la soutenabilité. Dans ce cadre, les politiques environnementales actuelles devraient être évaluées pour identifier une éventuelle correspondance avec des objectifs de soutenabilité, notamment au niveau du sous-axe 3.2.

« *sustainability economics is ethically founded in the idea of efficiency, that is non-wastefulness, in the use of scarce resources for achieving two normative goals of (1) the satisfaction of the needs and wants of individual wants and (2) justice, including justice between humans of present and future generations and justice towards nature, in the setting of human-nature relationship over the long-term and the inherent uncertain future* » (Baumgärtner et Quaas, 2010a, p. 447).

Étant donné les éléments évoqués précédemment, nous préférons regrouper les objectifs de justice et de satisfaction au sein d'objectifs sociétaux les combinant. Ainsi, l'économie de la soutenabilité serait normativement construite sur le principe de « non-gaspillage » des ressources rares (premièrement environnementales) pour achever des objectifs sociétaux, déterminés par l'éthique et la philosophie économique, combinant la justice envers les générations présentes et futures et l'éthique envers la nature, dans le cadre de l'interface Homme-Nature à long-terme et dans un futur par définition incertain. Trois questions se posent alors :

- Comment distribuer les moyens⁸⁹ pour assurer chacun des objectifs de l'économie de la soutenabilité ?
- Comment distribuer les moyens entre les objectifs de l'économie de la soutenabilité ?
- Comment distribuer les moyens entre les objectifs de l'économie de la soutenabilité et d'autres objectifs légitimes de la société ?

Ces différentes questions reposent sur l'ouverture de la réflexion à la philosophie économique pour déterminer les situations justes ou dans tous les cas une hiérarchie des situations réelles en termes de justice. Dans un second temps, l'analyse économique *stricto sensu* permet d'atteindre de la meilleure manière ces objectifs (non-gaspillage).

Dans notre contexte, l'économie de la soutenabilité définie par Baumgärtner et Quaas (2010a) peut donc fournir un cadre adéquat pour questionner les relations dans le triptyque Générations présentes – Générations futures – Nature. La normativité du champ n'est pas éludée et est considérée comme partie intégrante du travail à effectuer. L'étude au sein de cette science n'est donc pas libre de valeurs, mais propose l'énoncé des positions éthiques choisies.

⁸⁹ La notion de moyen ne se réduit pas à l'aspect monétaire de ce concept. Les moyens mis en jeu peuvent prendre des formes diverses.

3.5.3 Intégration des inégalités environnementales en économie de la soutenabilité

Dans ce cadre, le concept d'inégalités environnementales peut, de notre point de vue, être posé comme central dans la relation entre les individus des générations actuelles en lien avec la Nature. Nous ne proposons pas ce concept pour identifier la justice ou l'éthique dans la relation Homme-Nature mais pour identifier une justice entre les individus de générations présentes au regard de l'environnement naturel. La question des inégalités environnementales fait alors partie de diverses problématiques identifiées par Baumgärtner et Quaas (2010a) et rappelées dans l'encadré 1.

Tout d'abord, l'analyse normative des inégalités environnementales fournit une avancée pour chacune des questions formalisées dans le thème 1 de l'encadré, c'est-à-dire l'« interprétation, la concrétisation et l'opérationnalisation de la vision normative de l'économie de la soutenabilité ». Concernant le point 1.1, la proposition du concept d'« inégalités environnementales » sous certaines conditions, qu'il s'agira d'explicitier, peut se concevoir comme un objectif de justice relative au système « humain-Nature ». De même, la formalisation de l'objectif d'égalité environnementale permet de le comparer à d'autres objectifs de justice ou d'efficacité et d'analyser les arbitrages et les facilitations potentielles entre ceux-ci, ce qui est au cœur du point 1.2. Enfin, concernant le point 1.3, l'inégalité environnementale étant mesurable, elle peut se transformer en un indicateur quantitatif associé à l'objectif de justice environnementale au sein d'une génération.

De même, l'analyse positive des inégalités environnementales est un outil pour les questions 2.2 et 2.4 du thème 2. Cette analyse permet de donner des clés de lecture concernant les conséquences des inégalités environnementales sur le reste du système « humain-Nature », mais aussi sur les conditions et les mécanismes affectant ces inégalités.

Au final, ces développements viennent nourrir le thème 3 qui s'intéresse à la manière dont les institutions, les politiques et la gouvernance peuvent permettre d'atteindre les objectifs sociétaux énoncés dans le thème 1 dans un système « humain-Nature » que le thème 2 permet de rendre intelligible.

4 Conclusion du chapitre 1

Ce chapitre a permis de présenter l'état de la littérature en sciences sociales concernant les inégalités sociales liées à la dimension environnementale. Il permet, au final, de mettre en évidence le rôle du concept d'inégalités environnementales en économie. Pour ce faire, nous avons basé notre analyse en trois sections, chacune d'entre elles permettant de mieux comprendre ce qu'est une inégalité environnementale et la façon dont l'analyse économique peut se l'approprier.

- (1) Tout d'abord, nous avons montré qu'actuellement, quatre courants de pensée s'attardent sur les questions sociales associées aux problématiques environnementales. À partir de l'identification des clivages entre ces perspectives militantes et académiques, nous avons montré que les courants s'orientent toujours autour de la mobilisation d'une forme d'inégalité. Cette forme d'inégalité étudiée correspond toujours à la définition des inégalités environnementales que nous proposons, c'est-à-dire : « inégalités entre entités humaines au regard d'éléments de leur environnement ».
- (2) Cependant, cette désignation n'est pas suffisante pour comprendre les inégalités environnementales. Dans la deuxième section, nous avons donc proposé une synthèse du concept d'inégalités environnementales. Cette synthèse a permis d'identifier la pluralité des formes d'inégalités environnementales, pluralité qui est à la fois une richesse et un risque si les limites de ce concept ne sont pas clairement identifiées. Une typologie de ces inégalités a été proposée et a mis en lumière la place centrale du concept d'inégalité environnementale dans les questions sociales associées aux politiques et aux conditions environnementales qu'elles soient subies ou générées.
- (3) Enfin, nous avons cherché à identifier comment l'analyse économique peut s'emparer de la question des inégalités environnementales autour d'apports : normatifs, positifs et méthodologiques. Pour cela, nous avons étudié comment ce concept s'intègre dans trois champs économiques différents. Après avoir montré que l'économie néoclassique n'était pas à même d'analyser de manière directe les inégalités, nous avons montré comment l'économie écologique, et en particulier l'économie de la soutenabilité, permettait une inclusion pertinente des inégalités environnementales dans son champ d'analyse. Cette inclusion ne peut se faire qu'à trois conditions : la définition des inégalités environnementales, pour laquelle la deuxième section de ce chapitre est une

proposition, la définition de la normativité associée à ces inégalités et la proposition de mesures associées.

Au final, tous ces éléments permettent de comprendre l'intérêt de la problématique des inégalités environnementales en économie. Asseoir le concept d'« inégalité environnementale » sur des bases philosophiques permettra par la suite d'éclairer les conséquences de ces inégalités particulières, mais aussi de nourrir les fondements nécessaires à l'économie de la soutenabilité, ceux de l'idée de justice entre les générations présentes au regard de la Nature. À ce sujet, le premier rapport britannique sur la justice environnementale posait déjà le problème suivant dans les recherches existantes : « *there have been limited attempts to evaluate observed environmental inequalities within a social justice framework, in order to understand 'what is fair?' and how environmental costs and benefits should be distributed* » (Walker et al., 2003, p. 96). Dans ce but, le chapitre suivant proposera d'analyser des théories de la justice concurrentes et de définir plusieurs cadres pour l'évaluation de la justice dans l'accès aux biens et services environnementaux dans une perspective comparative. Il permettra donc de fournir des fondements théoriques pour le passage de l'inégalité environnementale à l'injustice environnementale. Certaines inégalités seront d'ailleurs identifiées comme injustes à partir de la lecture d'un auteur particulier uniquement. Malgré cela, l'identification de l'injustice plus ou moins grande passe nécessairement par la mesure des inégalités associées ; la mesure de l'inégalité permettant la présentation des faits objectivés auxquels une situation d'injustice peut être associée (Fleurbaey, 1996).

Chapitre 2 :

**Inégalités environnementales dans une perspective de
justice : quels fondements normatifs ?**

Table des matières du chapitre 2

| | |
|--|-----|
| Introduction du chapitre 2 | 99 |
| 1 Inégalité et justice : quels liens entre ces deux concepts ?..... | 100 |
| 1.1 L'inégalité : seule source d'injustice ?..... | 100 |
| 1.2 Quels types de justice pour appréhender les inégalités environnementales ?..... | 105 |
| 2 Formalisation des inégalités environnementales comme enjeu de mésosjustice | 110 |
| 2.1 Les spécificités de l'étude de l'environnement pour la justice | 111 |
| 2.2 Inégalités environnementales : quatre conceptions normatives possibles | 118 |
| 2.3 Formalisation mathématique des différentes formes d'égalité valorisées | 123 |
| 3 Inégalités environnementales : inscription dans une réalité multidimensionnelle | 125 |
| 3.1 Inégalités environnementales et efficacité économique..... | 126 |
| 3.2 Inégalités environnementales et justice intragénérationnelle globale | 127 |
| 3.3 Inégalités environnementales : vers une justice transgénérationnelle ?..... | 131 |
| 3.4 Inégalités environnementales, Nature et éthique environnementale..... | 134 |
| 4 Conclusion du chapitre 2 | 135 |

Introduction du chapitre 2

L'intégration des inégalités environnementales dans une analyse d'économie de la justice oblige à analyser la distribution d'éléments de l'environnement en faisant référence à différentes conceptions de la justice. En économie, les inégalités sont souvent centrales pour évaluer la justice d'une situation (Sen, 2009). En revanche, la prise en compte de l'environnement naturel est reléguée au second plan lorsque la justice intragénérationnelle est étudiée. En effet, dans un objectif normatif de justice, les études se concentrent sur l'analyse de trois formes d'inégalités : les inégalités de santé, les inégalités d'éducation et le plus fréquemment les inégalités économiques. Quand l'environnement est pris en compte, il l'est en tant que ressource primaire à distribuer dans la société⁹⁰, mais les aspects concernant les pollutions, le changement climatique ou l'appauvrissement qualitatif de l'environnement ne sont évoqués que dans le temps long.

Récemment, une prise de conscience s'opère et des argumentaires sur la mobilisation de l'environnement dans l'évaluation de la justice au sein des générations présentes émergent. Par exemple, Sen (2012[2009], p. 76) nous explique que « par manque de volonté et d'actions raisonnées, nous ne parvenons toujours pas à prendre soin comme il le faudrait de l'environnement, ni à garantir la durabilité de ce qui est nécessaire à une vie digne. Pour prévenir les catastrophes causées par la négligence ou l'entêtement des humains, nous avons besoin d'examen critique et pas seulement de bonne volonté »⁹¹. Cette nécessité de proposer une analyse formelle de l'équité des distributions dans ce cas particulier est renforcé par les constats, de plus en plus nombreux, attestant de l'existence d'inégalités d'accès à la qualité environnementale, constats portés notamment par le mouvement de la justice environnementale.

Dans cet objectif, nous analysons dans un premier temps la manière dont la question des inégalités s'inscrit au sein des problématiques plus larges de justice (section 1). Dans un deuxième temps, nous étudions les formes d'inégalités environnementales pouvant être considérées comme injustes à partir de différents principes de justice (section 2). Dans un dernier temps, en nous replaçant dans une perspective de justice plus générale, nous analysons comment l'objectif de réduction des inégalités environnementales s'articule, au sein d'une

⁹⁰ Cette distribution initiale est en partie cruciale dans les courants de pensée libertariens. Sur le courant libertarien, voir, par exemple, Gharbi et Sambuc (2012).

⁹¹ Il est également à noter le travail fondateur dans ce domaine d'Andrew Dobson dans *Justice and the Environment* paru en 1998, ouvrage qui place néanmoins au centre la justice sur le long terme (Dobson, 1998).

société, avec les autres éléments valorisables comme l'efficacité entre les objectifs, la justice intragénérationnelle et intergénérationnelle et l'éthique environnementale.

1 Inégalité et justice : quels liens entre ces deux concepts ?

L'inégalité est au centre de nombreuses problématiques modernes, mais des conceptions de la justice ou de l'efficacité peuvent intégrer l'inégalité pour des raisons très diverses. Avant d'étudier dans la section 2 les particularités propres à l'inégalité environnementale, nous proposons ici une présentation des raisons de considérer l'inégalité, notamment dans une perspective de justice (section 1.1). Puisque différentes formes de justice peuvent être concernées par la question de l'inégalité, nous analysons ensuite comment l'inégalité s'inscrit dans ces différentes formes (section 1.2).

1.1 L'inégalité : seule source d'injustice ?

Questionner la justice sociale se résume souvent à apporter une réponse aux deux questions suivantes : « *Why equality?* » et « *Equality of what?* ». La première question est souvent éludée en philosophie politique, mais mérite d'être développée dans notre contexte puisque ce choix n'est pas commun en économie, les travaux dans cette discipline se focalisant en général sur des problématiques d'efficacité et d'optimalité éloignées des questions d'inégalités.

Le fait que l'égalité soit au centre de la justice se retrouve déjà dans les travaux d'Aristote qui la présente comme quelque chose s'imposant à nous, comme quelque chose d'instinctif : « Si donc l'injuste est inégal, le juste est égal, et c'est là, sans autre raisonnement, une opinion unanime » (Aristote, 1959, 1131a). Plus récemment, Sen (1992) reprend cette idée en soulignant que toute théorie de la justice est basée sur une forme d'égalité. Ainsi, très logiquement, les personnes défendant un égalitarisme des revenus ou des niveaux de bien-être soutiennent une forme d'égalité. De même, plus étonnamment, les utilitaristes défendent l'égale considération des utilités, ou encore les libertariens considèrent des droits égaux sur un ensemble d'avantages. Au final, Sen (1992, p. ix) résume son propos comme suit : « *to see the battle between those in favor and those against equality (as the problem is often posed in the*

literature) is to miss something central to the subject »⁹². Pour cet auteur, une théorie de la justice qui ne se réclamerait d'aucune forme d'égalité manquerait d'acceptabilité sociale.

Récemment, un champ de littérature s'est développé pour approfondir les raisons qui conduisent les auteurs en philosophie ou en économie à considérer l'égalité. Sur cette base, différentes formes d'égalitarisme peuvent être distinguées afin de comprendre pourquoi l'égalité peut être valorisée et les raisons qui peuvent la remettre en cause. Une différence fondamentale entre les formes d'égalitarisme repose sur la valeur **intrinsèque** ou **instrumentale** de l'inégalité⁹³ (Gosepath, 2011).

Le premier type repose sur le fait que l'égalité soit valorisable et bonne en elle-même. Cette vision de l'égalitarisme peut être distinguée en différentes formes : uniformitariens, égalitariens purs et égalitariens pluralistes notamment. Les **uniformitariens** correspondraient à une catégorie d'égalitaristes militant pour la réduction des inégalités dans tous les domaines (Hausman et Waldren, 2011). Cette forme d'égalitarisme est très peu probable et l'égalitarisme se limite en général à la prise en compte de l'égalité pour un ou au plus quelques attributs uniquement. Dans ce dernier cas, un **égalitarien pur** correspondrait à un individu valorisant comme seul objectif social la réduction de l'inégalité pour ces quelques attributs. Dans cette vision, l'égalité est un objectif qui peut être atteint en rendant tout le monde moins bien par rapport à une situation précédente, ce que Parfit (1997) appelle l'objection du nivellement par le bas. À titre d'illustration, dans une société composée d'aveugles et de voyants, cette conception revient à répondre affirmativement à la question suivante : s'il est impossible de rendre la vue aux aveugles, devrait-on rendre aveugles les voyants ? Si une réponse négative est apportée à cette question, alors l'égalitarisme n'est pas l'unique fin, en tout cas concernant la variable focale⁹⁴ de la vue. Une autre forme d'égalitarisme se dessine alors, il s'agit de l'**égalitarisme pluraliste**. Dans cette forme d'égalitarisme, l'égalité demeure une fin en soi mais elle n'est pas l'unique fin existante. Dans le contexte de la société précédente, un principe joint de non-cruauté, ou de pareto-optimalité

⁹² La réponse à la question « equality of what? » devient alors essentielle puisqu'elle est au centre de toute théorie de la justice et puisque la possibilité de remédier à toutes les formes d'inégalités semble irréaliste et probablement non souhaitable.

⁹³ Dès 1991, Parfit (1991) distingue deux versions de l'égalitarisme, l'une téléologique (*telic egalitarianism*) et l'autre déontologique (*deontic egalitarianism*). Dans la version téléologique, l'égalité est bonne pour elle-même et dans la version déontologique, l'égalité est valorisable pour d'autres raisons morales. En particulier, dans ce cas, l'inégalité peut être rejetée parce qu'elle est injuste. C'est dans la nécessité de définir un entre-deux entre ces versions extrêmes que les distinctions présentées dans la suite de notre propos se sont développées, notamment, par les remises en cause développées par O'Neill (2008) et Mason (2001).

⁹⁴ Nous nommons dans le reste de ce chapitre « variable focale », la variable sur laquelle l'objectif d'égalité se porte. Si la variable focale est la vue, il s'agit d'égaliser la vue des personnes concernées.

pourrait suffire à rejeter la solution proposée. Enfin, concernant les formes d'égalitarisme intrinsèque, Moss (2015) propose un égalitarisme basé sur une égalité qui serait un des constituants d'un tout intrinsèquement valorisable comme la justice. Cet auteur appelle ce courant celui de l'**égalitarisme constitutif**.

Le second type d'égalitarisme, basé sur des justifications instrumentales, repose sur le fait de considérer que l'inégalité est un moyen pour atteindre d'autres objectifs ayant une valeur pour eux-mêmes. Dans ce cas, l'inégalité pourrait être rejetée si elle conduit à réduire la liberté ou si elle permet la domination politique d'un groupe social, mais n'aurait aucune valeur pour elle-même. Pour prendre un autre exemple, à la lecture de l'ouvrage de Wilkinson et Pickett (2010) sur le rôle de l'inégalité dans la dégradation de l'environnement, l'incivilité ou les maladies, nous pourrions être profondément égalitaristes mais uniquement en raison de la valorisation des autres éléments que l'inégalité dégrade.

Ces deux visions rejoignent également les questions posées au sein du chapitre 1, puisque, dans le second type d'égalitarisme, l'inégalité environnementale peut être étudiée dans un objectif d'économie positive. Ainsi, il faut déterminer si l'inégalité environnementale est mauvaise pour des éléments valorisables avant de la condamner. Dans l'autre cas, l'inégalité environnementale, si elle est considérée comme intrinsèquement mauvaise dans une de ces formes, peut être étudiée dans un objectif d'économie de la justice. Notre étude dans ce chapitre se concentre sur cette forme de justification de la prise en compte de l'inégalité. Nous nous attarderons sur l'identification des éventuelles injustices associées à l'existence d'inégalités environnementales. Notre approche est donc relativement proche de l'égalitarisme constitutif proposé par Moss (2015) dans lequel l'inégalité environnementale pourrait faire partie d'un tout, que nous pourrions nommer justice sociale.

Dans tous les cas, la volonté de maintenir une forme d'égalité se heurte en économie quantitative à une faiblesse que Kolm décrit comme suit :

« Given any two distributions, I can practically always prove that one is more unequal than the other, or the converse, with reasons that will all be convincing in themselves. This means that such comparisons [comparisons of inequality in distributions] are absurd as long as one has not sufficiently specified which kind or properties of inequalities one is talking about » (Kolm, 2006, p. 739)

Par conséquent, toute inégalité n'est pas injuste, et la définition d'inégalités injustes est une question épineuse. La question devient donc : **comment identifier l'inégalité injuste (si une**

inégalité peut être intrinsèquement injuste) et quelles sont les inégalités à réduire (pour des objectifs intrinsèques) ? La mesure ne se fera que sur l'inégalité identifiée. En revanche, la déclaration de l'inégalité comme injuste ne se réduit pas à la mesure, mais à l'identification de l'injustice et à sa justification sur des critères précis.

Dans un objectif de justice, même si une inégalité est considérée *a priori* comme injuste, les inégalités persistantes peuvent donc se justifier sur plusieurs bases. Tout d'abord, comme le décrit Sen (1992), les théories s'appuyant sur des variables focales différentes sont en concurrence pour l'établissement d'une situation d'injustice à partir des inégalités observables. L'exemple de la flûte, repris dans le chapitre 1, illustre parfaitement l'existence d'une concurrence possible entre des conceptions de la justice différentes⁹⁵. Cette première limite à la réduction des inégalités dans un domaine s'appuie sur la volonté de réduire d'autres inégalités. Réduire les inégalités environnementales ne serait donc pas nécessairement un objectif si des inégalités prioritaires existent dans d'autres domaines.

Il faut noter une seconde forme de limite à l'objectif de réduction des inégalités qui s'appuie sur une justification externe aux problématiques propres aux inégalités. L'évaluation de la distribution de biens transférables se fait classiquement par l'étude de la distribution d'une variable focale pour la communauté de justice (groupe de référence) à partir d'une fonction d'évaluation de la distribution, comme la fonction sociale de bien-être décrite pour les utilitaristes dans le chapitre précédent. Cette fonction d'évaluation peut prendre en compte à la fois l'inégalité dans la distribution mais aussi la « taille du gâteau », c'est-à-dire la somme de toutes les valeurs de la variable à distribuer. Un arbitrage entre la taille du gâteau et l'égalité peut alors se poser.

Deux autres justifications de l'inégalité se fondent sur l'arbitrage existant entre le critère d'équité et le critère d'efficacité. Premièrement, l'argument de l'**incitation**, qui se rapproche fortement de la logique rawlsienne du **principe de différence**, peut être utilisé. Dans ce cas, une société inégalitaire pourrait être préférée si les inégalités (de rétribution par exemple) permettent d'inciter certains à agir jusqu'à un point qui permette d'atteindre de meilleures conditions de vie pour tous. Deuxièmement, l'argument de l'**asymétrie opérationnelle**, qui s'applique en particulier aux inégalités de pouvoir, peut justifier certaines inégalités. Il repose sur le fait que donner plus de pouvoir aux plus habiles pourrait conduire à une société plus efficace. Dans ces deux cas, le choix est fait entre deux situations sur la base de l'évaluation

⁹⁵ Comme un dilemme moral n'existe que si les alternatives sont possibles, nous voyons, avec cette illustration, qu'envisager comme une alternative le fait de réduire toutes les inégalités en même temps ne fait pas sens.

d'une dominance parétienne de la situation avec incitation ou asymétrie par rapport à une autre sans ces éléments.

D'autres auteurs se sont intéressés à l'importance de l'égalité dans la définition de la justice comme G.A. Cohen (2008). Cet auteur identifie cinq remises en cause du principe d'égalité : l'argument de l'incitation, l'argument de Pareto, le principe de différence, l'argument de la **structure de base**, et l'objection de la liberté⁹⁶. Les trois premiers sont proches des principes précédemment évoqués et concernent l'arbitrage entre efficacité et équité.

L'argument de la structure de base, quant à lui, repose sur le fait que la justice s'applique en général à cette structure et aux institutions, mais n'évalue pas les comportements des individus par ailleurs. Seule la justice de la structure sociale est étudiée alors qu'elle ne garantit pas l'action dans les faits et les « *daily choices* ». Pourtant, dans ce cadre, des institutions justes ne peuvent garantir en elles-mêmes l'égalité stricte, puisque des comportements individuels qui ne sont pas sous le contrôle de la justice peuvent modifier le niveau d'inégalité.

Même après avoir pris en compte les arbitrages entre les différentes conceptions de la justice, définir la justice d'une distribution demeure insuffisant pour identifier les situations nécessairement souhaitables. En effet, même dans un monde fictif où tous les individus auraient les mêmes biens et les mêmes droits sauf pour l'environnement, il ne serait pas concevable de considérer l'existence d'inégalités dans la distribution de ces biens environnementaux comme nécessairement non souhaitables. D'autres éléments sont à prendre en compte comme les préférences, la liberté ou encore l'esthétique. La justice n'est donc pas un horizon indépassable. Bien que notre thèse s'intéresse à la conception d'une justice concernant l'accès aux biens environnementaux, la distinction entre « quelle société est la plus juste ? » et « quelle société voulons-nous ? » est tout de même utile. À titre d'illustration, l'**objection de « liberté »** peut venir en opposition avec tout objectif de distribution comme le montre l'éthique libertarienne de Nozick (2013). Cette primauté de la liberté pourrait conduire à des situations d'inégalité forte sans que cette société soit moins souhaitable dans certaines théories existantes. Enfin, concernant l'environnement naturel, l'éventuelle existence d'une **valeur intrinsèque de ce qui est à répartir** pourrait limiter les possibilités de répartition des biens environnementaux.

⁹⁶ Concernant la distribution, égaliser les ressources pose également le problème des **mérites** qui ne seraient pas alors pris en compte selon Arneson (2008). Cette limite évoquée par Arneson peut néanmoins être intégrée en changeant de variable focale pour évaluer la justice.

Évaluer la justice distributive doit donc s'effectuer en trois étapes : déterminer les inégalités pertinentes, permettre la comparaison des niveaux d'inégalités entre diverses situations par un outil de mesure et évaluer l'arbitrage possible avec les autres éléments valorisables existants. Au-delà de ces arguments pouvant remettre en cause la réduction des inégalités dans un domaine, il faut percevoir que la considération de ce bien ne se fait pas au regard d'une forme de justice unique. Dans ce contexte, comment pouvons-nous donc réinscrire l'inégalité dans une problématique de justice ?

1.2 Quels types de justice pour appréhender les inégalités environnementales ?

Différentes formes de justice sont concernées par la répartition d'un ou de quelques attributs, et sont distinguées à partir de plusieurs critères que nous décrivons dans cette sous-section. Historiquement, Aristote est le premier à avoir proposé de différencier deux formes de justices particulières : une justice **commutative** et une justice **distributive**. La première peut être assimilée à une justice dans l'échange. Elle consiste à s'assurer que lors d'un échange les deux biens échangés aient la même valeur. La seconde correspond à une reconnaissance des mérites dans la distribution des biens produits par la société. Plus récemment, différentes formes de justice sont distinguées et développées, et en particulier chez Rawls.

Opérer ces distinctions permet de comprendre à quel objectif de justice est associée une réduction des inégalités environnementales. Dans cette optique, nous présentons d'abord la classification proposée par Rawls (1971) et évaluons sa pertinence dans le cadre de la justice environnementale (section 1.2.1). Ensuite, nous proposons de développer deux distinctions hautement pertinentes pour la compréhension des inégalités environnementales : celle entre une justice transcendantale et une justice comparative (section 1.2.2) et celle entre une mésojustice et une macrojustice (section 1.2.3). Cette dernière est particulièrement importante dans ce chapitre puisqu'elle permet d'envisager différentes échelles pour la justice et notamment la possible autonomisation de sphères de justice dont l'environnement pourrait faire partie.

1.2.1 Justice environnementale : distribuer l'environnement uniquement ?

Rawls (1971), dans son ouvrage *A theory of justice*, identifie plusieurs types de justice correspondant à différentes façons d'appréhender les problématiques de justice sociale. Nous proposons ici de distinguer ces types de justice pour appréhender leur intérêt dans le contexte de la justice concernant les biens environnementaux.

Dans ce cadre, la **justice attributive** correspond à l'allocation de biens préexistants (et non produits par eux) en fonction de leurs désirs et de leurs besoins⁹⁷. Elle se distingue de la **justice distributive** qui correspond à la détermination de la structure de base et des principes devant régir les institutions afin que la répartition soit juste. Ces principes se fondent en partie sur une recherche d'adéquation entre le juste et l'efficace. Une **justice punitive** est aussi présentée et correspond à la justice pénale qui réprime les délits. Celle-ci est développée par Rawls pour la différencier de la justice distributive. En effet, pour Rawls, dans une société où les individus respecteraient une rectitude morale, la justice punitive deviendrait inutile. La justice distributive resterait utile puisqu'elle permet l'adéquation entre l'efficacité et la justice (ici au sens d'égalité).

Rawls (1971) distingue également trois formes de justice procédurale. Une **justice procédurale parfaite** qui permet d'aboutir à un résultat juste, résultat connu par un critère extérieur comme étant juste. Dans le cas d'un partage de gâteau, si l'égalité est désirée en amont, il suffit de faire découper le gâteau au dernier servi pour obtenir les parts escomptées. Une **justice procédurale imparfaite** désigne les procédures les mieux à même d'aboutir à un résultat escompté. La règle mise en place lors d'un procès criminel pour déclarer coupable uniquement les personnes effectivement coupables correspond à ce type de justice. En effet, le coupable ne peut pas être désigné à coup sûr comme dans le cas de la justice procédurale parfaite, mais des règles peuvent être mises en place pour atteindre le plus souvent cet objectif qui est là aussi extérieur. Enfin, la **justice procédurale pure** correspond à la désignation d'une procédure qui peut être évaluée comme correcte ou équitable sans qu'aucun critère extérieur ne permette de dire le juste. Par exemple, dans le cas d'une loterie, savoir qui est le vainqueur n'est pas important pour considérer en amont le processus comme juste.

Face à ces distinctions proposées par Rawls, la littérature actuelle sur la justice environnementale distingue trois formes de justice pour répondre aux enjeux associés aux inégalités dans la répartition de l'environnement (Laurent, 2011) : une justice distributive, une justice dans la politique publique (« *policy justice* »)⁹⁸ et une justice procédurale.

⁹⁷ « Le problème premier de la justice distributive n'est pas un problème d'attribution (allocative justice) » (Rawls, 2009[1971], p. 352)

⁹⁸ En détail, Laurent (2011, p. 1848), en se basant sur un rapport de l'Environmental Agency (2007), définit les différentes formes de justice comme suit : Justice procédurale : « *procedural justice is concerned with the fairness or equity of access to environmental decision-making processes and to rights and recourse in environmental law* » / Justice distributive : « *distributive justice is concerned with how environmental 'goods' and environmental 'bads' are distributed among different groups and the fairness or equity of this distribution* » / Justice en matière de politiques publiques : « *policy justice is concerned with the principles and outcomes of environmental policy decisions and how these affect different social groups* ».

La définition de la justice distributive, proposée par *l'Environmental Agency* (EA) et reprise par Laurent (2011), ne semble pas se limiter à la conception de la justice attributive, mais elle couvre le problème de la justice distributive concernant les biens et les maux environnementaux de manière conséquentialiste uniquement : c'est-à-dire une justice qui se focaliserait sur l'étude de la distribution des biens environnementaux en étudiant ni la façon d'attribuer ces biens, ni la structure de base et ses principes. Elle se distingue alors de la justice en matière de politiques publiques qui se concentre sur les principes et les résultats des politiques publiques environnementales (Laurent, 2011, p. 1848). Cette forme de justice se limite à l'étude d'un des moyens, celui passant par les institutions publiques, pour atteindre la justice distributive. Elle peut donc être considérée comme faisant partie intégrante d'une vision de la justice distributive plus englobante qui inclut à la fois l'étude de la répartition de l'environnement et celle des institutions politiques justes ou injustes associées. Le concept de justice procédurale s'appuie, quant à lui, sur l'équité dans l'accès à la prise de décision politique et à la justice comme institution (c'est-à-dire au recours à la loi). D'après cette définition, cela signifie que, quels que soient les résultats, une politique serait juste si elle respecte une juste participation de tous à la décision. Cette dernière forme de justice participe donc au choix d'institutions justes pour la mise en place d'une juste distribution. Par conséquent, cet aspect concerne aussi la justice distributive, bien qu'elle ne s'y limite pas⁹⁹.

En conséquence, pour la suite de notre étude, nous retenons le concept globalisant de **justice distributive**. Nous proposons alors de définir une justice distributive qui permette la distribution juste des éléments de l'environnement naturel et de leurs substituts et compléments fabriqués par l'Homme à la fois dans la procédure et aussi dans les résultats obtenus.

1.2.2 *Justice comparative et/ou transcendantale ?*

En se plaçant dans une perspective de justice distributive, il demeure crucial de considérer une séparation entre deux types de justice : l'une idéale (ou **transcendantale**) et l'autre **comparative** (Sen, 2009). Cette distinction permet de déterminer s'il est nécessaire de connaître la situation de parfaite justice pour évaluer et comparer deux sociétés existantes.

La première se fonde sur la recherche d'un état de la société, ou d'institutions, qui seraient idéalement justes. À l'autre extrême, l'approche comparative se fonde sur l'analyse de

⁹⁹ Sur les autres aspects que peut recouvrir la juste participation, comme la reconnaissance, voir Schlosberg (2007).

sociétés et de situations réelles ou potentiellement envisageables dans lesquelles les individus ne sont pas posés comme agissant pour l'instauration de la justice. La question passe alors de la recherche d'une situation juste à la comparaison de plusieurs situations plus ou moins justes. Ces deux courants de pensée ne se séparent pas sur la justification et sur les principes moraux employés, mais sur deux manières d'aborder la problématique de la justice.

Sen (2006) évoque une supériorité de l'approche comparative sur l'approche transcendantale en isolant deux problèmes propres à la méthode transcendantale. Pour cet auteur, cette méthode ne rend pas nécessairement un consensus faisable et ne permet pas nécessairement d'aboutir à une réponse lors d'un choix entre deux options dans un cadre réel. Bien que l'approche transcendantale ne permette pas des résultats aussi convaincants que l'approche comparative et qu'elle ne soit pas suffisante, celle-ci pourrait être nécessaire à l'approche comparative comme étalon, ce qu'il réfute également. L'auteur se base sur une comparaison avec l'esthétique : poser que la Joconde est le plus beau tableau, ne permet pas de définir un ordre entre un Van Gogh et un Gauguin. D'autres auteurs prétendent à la nécessité d'un fondement transcendantal à l'approche comparative (Kandil, 2010). Pour ce dernier, il existe un point de référence qui est la société la plus valorisée et qui correspond à ce que l'auteur appelle une conception du juste. Cette conception du juste ne permet pas l'évaluation sociale mais est utile pour définir les fondements moraux nécessaires ou dans tous les cas utiles à cette évaluation.

Ce débat étant déterminant pour choisir une méthode, notre approche d'économiste nous amène à la comparaison de situations réelles et donc à privilégier une approche comparative puisque « la justice ne peut être indifférente à l'égard des vies que les gens peuvent en réalité mener » (Sen, 2012, p. 18), ce qui correspond à une justification pragmatiste de cette approche. Bien que convaincu par l'apport d'une considération comparative, notre propos fera souvent référence à des questions transcendantales en utilisant des conceptions du juste afin de mieux comprendre les fondements associés à la comparaison de situations plus ou moins injustes. En effet, même si l'approche transcendantale n'est pas suffisante et même si, plus faiblement, nous pouvons montrer qu'elle n'est pas nécessaire, il semble difficilement pensable qu'elle soit inutile, voire néfaste, pour la conceptualisation de l'approche comparative.

Les distinctions entre justice procédurale et distributive ou encore entre justice transcendantale ou comparative permettent de cadrer la conception de la justice qui sera développée dans la suite de cette thèse. En revanche, ces distinctions ne permettent pas de

limiter ou de segmenter le champ de la justice, pour éventuellement permettre de dissocier les questions environnementales des autres. Pour cela, la distinction proposée par Kolm entre macrojustice, mésojustice et microjustice s'avère primordiale.

1.2.3 *Considérations de macrojustice et de mésojustice : quelles différences ?*

Kolm (2004) définit trois niveaux auxquels la justice peut se penser : la **microjustice**¹⁰⁰, la **mésojustice** et la **macrojustice**. L'étude des deux dernières lui semble pertinente suivant la définition de conditions précises.

Pour l'auteur, la macrojustice se définit comme l'étude de la justice de manière unifiée en s'appuyant sur l'analyse des droits basiques des individus (Kolm, 2004). Cette problématique a été très étudiée et est déclarée par cet auteur comme globalement résolue (Kolm, 2002).

D'un autre côté, l'étude de la mésojustice est décrite par Kolm (2002) comme pouvant s'avérer pertinente dans certains cas. Elle s'appuie sur l'analyse d'enjeux « *which are specific but widespread, important both intrinsically and in volume, and which elicit policies that can affect almost everybody* » (Kolm, 2002, p. 7). Dans ce contexte, l'étude de l'environnement et de la répartition des pollutions ou des aménités environnementales peut probablement s'avérer pertinente. La délimitation entre la macro- et la mésojustice n'est pas en soi complexe, la complexité reposant principalement sur l'utilisation opportune de ces deux échelles d'analyse.

Aussi pour Tobin, un sentiment fort pour la prise en compte de la justice de manière isolée sur des questions spécifiques est partagé par une partie importante de la population : « *willingness to accept inequality in general is, I detect, tempered by a persistent and durable strain of what I shall call specific egalitarianism* » (Tobin, 1970, p. 448). Tobin montre donc que la considération de la justice par sphère n'est pas nécessairement éloignée de la façon dont les individus pensent l'inégalité. La mésojustice peut aussi être pertinente en deuxième lieu lorsqu'atteindre la macrojustice n'est pas réalisable. C'est notamment le cas lorsque la macrojustice et son application oublient d'intégrer des éléments tels que les politiques environnementales et leurs conséquences sur les individus et les groupes sociaux.

Dans son livre intitulé *Spheres of justice*, Walzer (1983) développe une théorie basée sur la mobilisation de différentes sphères de justice niant la possibilité d'identifier un « *single set of primary or basic goods conceivable across all moral and material worlds* » (Walzer 1983, p. 8). Dès lors, la justice doit s'accomplir dans chacune de ces sphères : « *I shall argue that to*

¹⁰⁰ La microjustice s'intéresse à des questions de justice qui émergent dans des contextes particuliers avec des problématiques très locales.

search for unity is to misunderstand the subject matter of distributive justice » (Walzer 1983, p. 4). Les théories de la justice se focalisent généralement sur le problème du monopole, c'est-à-dire la possession par quelques-uns du bien qui permet d'obtenir tous les autres (pouvoir politique par exemple). Chez cet auteur, chaque bien social est rendu autonome et perd alors sa propriété de convertibilité avec les autres biens. Dès lors, deux conditions en matière de justice en découlent : la non-domination d'un bien comme le revenu et l'adoption d'une règle de répartition propre à chaque bien social.

La principale limite de cette méthode est liée à l'efficacité. À titre d'illustration, supposons une société où l'accès à différentes sphères de justice, comme l'accès à une eau de qualité et à l'éducation, est réglé par une égale allocation pour tous. Dans cette société, comment pourrions-nous prendre en compte l'existence de goûts différents ? En effet, deux individus, l'un préférant être éduqué et l'autre une eau de qualité, auraient un intérêt dans l'échange de chacun des biens. La situation égalitaire serait donc **sous-optimale au sens de Pareto**. Walzer (1983) montre que pour le droit de vote, cette situation sans échange, bien qu'inefficace, peut être préférable, et plus spécifiquement pour les tiers non concernés par l'échange. Walzer (1983) présente le cas d'un « chapeaophile » et d'un « pouvoirophile ». Dans cet exemple, le premier serait prêt à avoir deux chapeaux et à concéder son droit de vote au second. Le second obtiendrait alors un pouvoir supérieur qu'il pourrait utiliser sur les autres individus ce qui pourrait être tyrannique pour l'ensemble des citoyens. Pour cette raison, l'étude de la justice par sphère s'impose.

Limiter la mésojustice à des éléments essentiels et non substituables à ceux déjà pris en compte dans la macrojustice est une autre piste afin de limiter le risque d'inefficacité. Cette mésojustice est donc crédible pour évoquer certains problèmes environnementaux, notamment dans une période où les politiques environnementales sont de plus en plus nombreuses et ont un impact important sur la vie des individus. Nous allons voir dans la section suivante comment la mésojustice peut alors intégrer le problème écologique et comment des inégalités environnementales injustes peuvent être identifiées.

2 Formalisation des inégalités environnementales comme enjeu de mésojustice

Dans cette section, nous nous plaçons dans un cadre de mésojustice. Nous ignorons donc les problématiques de macrojustice, c'est-à-dire les possibles arbitrages et complémentarités

entre les justices dans différents domaines. Cette problématique sera réintégrée dans la section suivante. En somme, la question que nous posons ici est la suivante : **si seule la dimension environnementale est étudiée, quelles sont les inégalités environnementales injustes en prenant appui sur différentes conceptions de la justice ?** Dans ce contexte, nous identifions quels éléments de l'environnement sont concernés (sous-section 2.1), puis nous développons quatre conceptions différentes des inégalités environnementales et étudions leurs intérêts et leurs limites (sous-section 2.2). Pour conclure, nous identifions comment l'objectif de réduction des inégalités environnementales s'inscrit dans le cadre de la mésojustice.

2.1 Les spécificités de l'étude de l'environnement pour la justice

L'environnement naturel est rarement inclus comme élément permettant d'établir la justice entre les humains au sein d'une génération. Il est donc utile de présenter rapidement différentes caractéristiques de l'environnement naturel qui en fait une problématique spécifique de justice. Tout d'abord, considérer la justice distributive concernant l'environnement rend nécessaire l'étude de deux aspects particuliers de l'environnement : le lien avec la Nature et le lien avec les générations futures. En effet, le fait que le bien environnemental soit peu associé au travail humain le rend particulier puisque sa répartition ne peut que difficilement se faire par rapport aux mérites des individus dans la production de ces biens. De plus, une éventuelle justice distributive entre les Hommes autour des biens environnementaux ne prend pas en compte un éventuel devoir de justice, de compassion ou de respect envers ces biens pour eux-mêmes. Pour cette raison, l'environnement ne peut pas être considéré comme une marchandise, comme un bien privé supplémentaire à répartir (Larrère, 2015a). Des questions similaires se posent concernant la relation avec les générations futures puisque les biens environnementaux sont au centre de la justice intergénérationnelle et de la transmission d'une terre vivable pour ces générations futures.

Même en éludant la question de la valeur intrinsèque et intergénérationnelle de l'environnement que nous évoquerons dans la section 3, l'environnement demeure hétérogène et difficilement quantifiable à l'opposé des flux monétaires classiquement mesurés, et en particulier du revenu. De plus, la perspective de la justice n'intègre pas nécessairement tous les éléments environnementaux de la même manière. La question que nous posons donc dans cette sous-section est la suivante : **quelle partie de l'environnement est objet de justice et comment cette partie est-elle intégrée dans l'analyse ?**

2.1.1 L'environnement comme déterminant du bien-être

L'**utilité** et le **bien-être** sont utilisés en économie comme mesures individuelles de la satisfaction. Les biens et services environnementaux pourraient être intégrés dans une fonction de bien-être. L'environnement deviendrait alors un attribut d'un tout sur lequel s'appliqueraient des principes de macrojustice. Néanmoins, avoir recours au bien-être pour évaluer la distribution sociale des biens environnementaux pose plusieurs problèmes

La première difficulté pour son intégration au sein de l'utilité est d'identifier la nature substituable ou complémentaire des biens environnementaux par rapport aux autres. Deux biens sont substituables si la diminution de la consommation de l'un peut être compensée par l'augmentation de la consommation de l'autre. Lorsque les deux biens sont complémentaires, l'utilité augmente uniquement lorsque les deux biens concernés augmentent dans des proportions données. Il est alors possible de définir trois relations possibles entre deux biens : substituts parfaits, substituts imparfaits et biens complémentaires. La définition de la complémentarité ou de la substituabilité des biens environnementaux au regard des autres biens est utile pour la définition éventuelle de sphères de justice. En effet, dans le cas de biens complémentaires, leur considération de manière isolée s'avère pertinente, tandis que dans le cas de biens substituables le risque d'inefficience est plus grand. La définition de biens comme étant complémentaires ou substituts dépend aussi des préférences et des croyances des agents. À titre d'illustration, les biens « eau minérale naturelle » et « eau du robinet » sont considérés comme des substituts parfaits par certains agents alors que d'autres les utilisent pour des usages différents (eau de boisson pour le premier, entretien du logement et hygiène pour le second).

La deuxième difficulté correspond justement au fait que le recours au bien-être conduit naturellement à se centrer sur une approche en termes de préférences. En effet, cette perspective empêche l'intégration d'un nombre important d'éléments de l'environnement au sein des problématiques de justice, puisqu'elle ne permet pas d'étudier les dégradations environnementales causées par les individus eux-mêmes si celles-ci ne sont pas monétarisées par une taxe ou par un marché. Elle ne permet pas non plus l'intégration du stock d'environnement qui n'est pas utilisé directement par l'individu. Enfin, elle n'intègre pas les éléments auxquels les individus sont habitués ni ceux dont ils n'ont pas une appréhension directe comme c'est le cas pour certaines pollutions.

Centrer l'étude sur le bien-être et l'utilité oblige également à poser la question des différences de préférences entre les individus. Dans ce cas, sauf s'il est posé l'hypothèse d'une fonction

d'utilité unique¹⁰¹, les préférences des agents et la manière dont les individus transforment les biens en utilité sont déterminantes. Ces questions sont hautement pertinentes pour les préférences environnementales qui ont fortement évolué ces dernières années et qui demeurent très disparates. En particulier, la logique d'égalisation des niveaux de bien-être fait apparaître un problème associé aux préférences coûteuses de certains individus que décrit Dworkin (1981). L'auteur se demande si l'énoncé contre-intuitif suivant : *une personne ayant des « champagne tastes » devrait avoir plus de ressources pour assurer l'égalité des bien-être*, rend caduque la volonté d'égaliser le bien-être de tous (Dworkin, 1981, p. 228). Pour cela, il faut se poser la question de la volonté de l'individu dans le développement de goûts chers. Pour Dworkin (1981), dans une société où l'égalité de bien-être est garantie, un individu n'a pas nécessairement intérêt à développer des goûts chers. Si une personne développe ces goûts, elle gagne plus d'argent pour assurer un niveau de bien-être, mais ne gagne pas relativement aux autres plus de bien-être puisque ceux-ci sont égalisés. Cette personne diminuera aussi l'argent disponible globalement en passant de goûts peu coûteux à des goûts chers, c'est ainsi que le bien-être de chacun diminuera. Les personnes cultiveraient donc des goûts coûteux pour d'autres raisons que pour leur bien-être, ce qui peut remettre en cause l'utilisation du bien-être comme dimension pertinente. Le développement de goûts coûteux est alors inefficace en termes utilitaristes et devrait ne pas être incité. Ainsi, la recherche de l'égalité conçue comme l'égalité de bien-être devrait favoriser la compensation des goûts dispendieux alors qu'elle les condamne.

À l'extrême opposé, les goûts très peu chers peuvent être déterminés par la situation sociale des individus. Pour Sen (2009), le bien-être n'est alors pas la bonne mesure puisque des personnes habituées à avoir une quantité faible de biens s'en satisferont et adapteront leurs préférences en conséquence. Ces différentes difficultés nous montrent que l'évaluation basée sur le bien-être ne semble pas permettre le développement d'une théorie complète de l'égalité. Pour les biens environnementaux, ces problèmes se décuplent puisque, même si l'environnement est un goût coûteux, sa protection est aujourd'hui mise en avant par l'éducation pour assurer la préservation à long terme des écosystèmes¹⁰². Deux problèmes se

¹⁰¹ La vision paternaliste de l'économie du bien-être pose fréquemment une fonction d'utilité unique pour évaluer la distribution des biens pour éviter ce problème. Néanmoins, dans ce cas, l'évaluation ne se fait pas sur le bien-être des individus, mais uniquement sur une transformation non linéaire de la quantité de biens consommés. En général, cette fonction d'utilité unique étant concave, une préférence pour l'égalité se dessine comme nous l'avons observé dans le chapitre 1.

¹⁰² Il faut garder ici à l'esprit le fait que la volonté de protéger l'environnement pour soi ne favorise pas forcément la protection de l'environnement pour tous. Par exemple, le mitage de l'habitat, provenant de la

posent alors : les préférences pour l'environnement différenciées ne risquent-elles pas de sous-estimer les inégalités environnementales, et, l'éducation à l'environnement et au développement soutenable est-elle favorable à la justice environnementale ?

Concernant le premier point, certaines formes d'inégalités environnementales peuvent être influencées par l'existence de préférences différentes dans la population. En effet, les conceptions de ce qu'est un bon environnement et un bon accès à l'environnement sont très différentes suivant les cultures (Descola, 2005), mais aussi suivant la catégorie sociale des individus. Ainsi, si les individus les plus pauvres valorisent moins l'environnement, des inégalités environnementales pourront être ignorées lors de leur étude en termes d'utilité. La prise en compte des préférences pose également le problème de son évaluation par le biais de l'analyse économique puisque l'utilisation de méthodes mesurant les consentements à payer et les consentements à recevoir minimisent les préférences environnementales des plus pauvres. En effet, dans ces analyses, il existe une focalisation forte sur les aménités, plutôt que sur la dimension matérielle qui ignore ce que Martinez-Alier (1995) appelle l'environnementalisme des pauvres. De plus, les populations pauvres ne peuvent pas nécessairement se permettre de rendre prioritaire la question environnementale. Enfin, le fait de donner une valeur monétaire sous-estime systématiquement les souhaits et l'implication de ces populations puisque leur budget total disponible est plus faible que pour les populations riches. L'évaluation par le bien-être peut alors conduire à la sous-estimation des inégalités environnementales au désavantage des plus pauvres.

Concernant le second point, l'éducation actuelle au développement soutenable pourrait modifier les préférences environnementales des individus de manière profonde et durable et entraîner une valorisation de plus en plus forte des biens environnementaux¹⁰³. Cette modification des préférences rend difficile la volonté d'égaliser les utilités puisque la prise en compte de l'environnement au sein de ces utilités sera amenée à fortement évoluer ces prochaines années. Néanmoins, les études ne doivent pas négliger le fait que l'éducation au développement soutenable peut avoir des effets adverses sur le bien-être. En effet, si la protection de l'environnement est coûteuse, des personnes pauvres mais éduquées aux principes écologiques pourraient souffrir de ne pas pouvoir aider à l'amélioration de

volonté de tous d'être dans un espace de verdure, peut entraîner une diminution de la qualité de l'environnement (Bailly et Bourdeau-Lepage, 2011).

¹⁰³ Cette éducation au développement soutenable n'est pas forcément une réussite puisque, comme le montrent Franzen et Vogl (2013b), les préoccupations environnementales ont diminué dans les pays développés ces vingt dernières années.

l'environnement. Dans ce cas, l'évaluation en termes de bien-être pourrait augmenter les inégalités environnementales à cause de ce que nous pourrions dénommer une « frustration environnementale » des plus pauvres.

Face à la complexité de l'évaluation par le biais de l'utilité, un retour à une évaluation sur d'autres types de variables focales environnementales est possible à l'aide des concepts de **capabilité** ou de **bien premier**. La première possibilité sera envisagée dans la section 3 pour comprendre comment les capacités dans leur ensemble portent un cadre de justice intragénérationnelle complet dans lequel l'environnement peut être inclus. La seconde est envisagée dès ici pour répondre à la question suivante : existe-t-il des éléments objectivables pour la considération des biens environnementaux dans l'analyse des inégalités ?

2.1.2 *L'environnement comme bien social premier rawlsien*

L'évaluation des inégalités environnementales entre les individus peut être envisagée sur la base de l'étude des biens environnementaux ou naturels plutôt que sur celle de l'utilité des individus associée à l'environnement. Néanmoins, il existe peu d'espaces purement naturels aujourd'hui et ceux-ci ne sont pas accessibles à l'Homme (Ellis et al., 2010). Il semble donc illusoire de vouloir étudier l'accès à des zones de nature vierges de toute influence humaine en tant que stocks de Nature. En revanche, il existe de nombreux processus que l'on peut décrire comme naturels. Sur ce point, De Groot et al. (2002) définissent des fonctions, des biens et des services écosystémiques issus de la combinaison d'éléments biotiques et abiotiques des écosystèmes. Dans ce cadre, les fonctions écosystémiques de régulation, de production, d'habitat et d'information sont des processus naturels qui permettent la production d'un flux de biens et de services écosystémiques utiles à l'Homme¹⁰⁴. Ces biens et services écosystémiques sont définis comme étant : « *the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions* » (Costanza et al., 1997, p. 253). La précision sur l'aspect direct ou indirect signifie que ces bénéfices s'obtiennent souvent par combinaison avec le capital manufacturé et le capital humain. Cela correspond alors à une coproduction Homme-Nature qui rend difficile l'isolement des éléments naturels sous-jacents. Lors de l'évaluation des biens et services écosystémiques, il est alors difficile de dissocier l'aspect naturel de l'activité humaine associée, notamment dans la provision du service, au sein des coproduits. La répartition de ces éléments peut être changée par leur appropriation, le changement dans leur distribution par l'Homme et la dégradation des fonctions

¹⁰⁴ Ces fonctions sont définies par De Groot (1992, p. 7) comme suit : « (...) *the capacity of natural processes and components to provide goods and services that satisfy human needs, directly or indirectly* ».

écosystémiques qui les produisent par des pollutions ou des changements d'occupation du sol par exemple.

La considération de l'environnement au sein des inégalités environnementales ne se limite pas à ces éléments, elle s'attarde aussi sur la répartition des pollutions, qui sont des actions humaines venant nuire à l'état de l'environnement existant, comme la qualité de l'eau ou de l'air. Les fonctions écosystémiques peuvent réguler ces pollutions si elles restent limitées, mais cette régulation n'est pas immédiate et les pollutions sont donc subies par les individus. De plus, au-delà d'un certain seuil de polluants, les régulations naturelles peuvent être insuffisantes et donc les pollutions peuvent être subies sur le plus long terme. Enfin, ces pollutions peuvent dégrader les écosystèmes et réduire les biens et services pouvant faire l'objet d'une répartition entre les membres de la société.

Le rôle de la répartition du stock ne perd pas tout son sens dans notre analyse pour deux raisons : le stock peut être sujet à des droits de propriété différents au sein d'une génération et le bien-être des individus peut être affecté par les décisions prises au sujet de la dégradation ou de la préservation du stock. Concernant les biens environnementaux, il faut aussi prendre en compte les ressources naturelles non renouvelables qui n'entrent pas en compte dans la classification des biens et services écosystémiques.

La dichotomie stock/flux ne semble donc pas suffisante pour limiter les éléments de l'environnement considérés dans les problématiques de justice intragénérationnelle. De plus, tous les éléments évoqués ci-dessus ne sont pas nécessairement au cœur des problématiques de justice. D'un point de vue philosophique, Rawls (1971) propose une classification des biens pertinents dans son cadre de justice sociale. Les biens qui sont au centre de la justice comme l'équité possèdent deux caractéristiques particulières. Premièrement, ces biens ont un caractère premier, c'est-à-dire qu'ils correspondent à : « tout ce qu'on suppose qu'un être rationnel désirera, quels que soient ses autres désirs » (Rawls, 2009[1971], p. 122). Ceci concerne probablement de nombreux éléments de l'environnement comme l'air ou l'eau¹⁰⁵. Tous les biens ne sont pas concernés puisque parmi les biens environnementaux énoncés précédemment, certains sont essentiels alors que d'autres ont un caractère luxueux. Dans cette optique, il est possible d'opposer l'eau potable, l'air respirable et la nourriture qui sont généralement considérés comme des biens essentiels à la nourriture biologique, l'eau

¹⁰⁵ Il est à noter dès ici que le caractère premier d'un bien environnemental est lié à des questions de seuil, un polluant pouvant devenir dangereux seulement à partir d'un certain seuil. Aussi, l'analyse doit s'attarder sur l'échelle des biens pris en compte, puisque de l'air pur doit être considéré différemment d'un air non pollué par un polluant particulier.

minérale, l'existence de l'ours et de montagnes enneigées. L'essentialité des biens dépend fortement de la substituabilité potentielle avec des biens manufacturés¹⁰⁶. Dans le cas de substituts très proches, la différence entre le bien environnemental et son substitut ne fait pas sens dans une perspective d'étude des inégalités environnementales dans un objectif de justice.

Deuxièmement, dans la perspective rawlsienne de la justice, les biens au cœur de la justice comme l'équité sont des biens sociaux en opposition aux biens naturels. Un **bien social** est un bien qui est directement sous le contrôle de la structure de base de la société. À ce niveau, les biens et services environnementaux sont en général naturels. En revanche, le maintien d'une qualité de l'environnement, l'accès ou l'appropriation de certaines ressources sont décidés par la structure de la société. Dans ce cadre, la vie d'individus près d'une faille sismique peut paraître comme un mal environnemental purement naturel et ne serait alors pas soumise aux exigences de justice. Cependant, la connaissance actuelle des séismes¹⁰⁷ rend l'habitat à proximité de ces zones fortement défini par la société sur le long terme et est donc soumis à ces exigences. De même, l'existence d'eau potable peut être permise par des mécanismes naturels, mais sa distribution est fortement influencée par l'action des autorités publiques ou d'intervenants privés. De plus, lorsque la qualité de l'eau est mauvaise, l'activité humaine en est souvent, tout du moins en partie, la cause. Ainsi, la réflexion autour des inégalités environnementales s'appuiera sur l'analyse de l'accès et de l'appropriation de biens et services environnementaux ainsi qu'à l'influence de l'homme sur la qualité de l'environnement. L'aspect social est donc particulièrement décisif dans la considération des biens environnementaux pouvant être objets de justice. Cette approche nous semble pertinente et nous baserons nos travaux empiriques sur celle-ci en considérant l'accès à l'eau et à l'assainissement comme un bien social premier.

Néanmoins, il est à noter que d'autres auteurs, tels que Daniels (1985), estiment nécessaire de limiter le nombre de biens sociaux premiers au sein de la théorie rawlsienne. Dans ce cas, il est possible de se demander comment les éléments environnementaux peuvent être intégrés dans les questions de justice sociale sans retomber à l'extrémité d'une justice qui ne tiendrait compte que des inégalités de revenus. Pour les biens secondaires, l'approche plus globale par

¹⁰⁶ Nous reviendrons plus loin sur les questions de *weak* ou de *strong sustainability* et sur la substituabilité entre capitaux. Il est à noter qu'un bien naturel essentiel ne peut en aucun cas être substituable. En revanche, un bien environnemental non essentiel peut ne pas être substituable. On ne peut pas trouver un substitut logique à l'existence des ours. Néanmoins, l'existence des ours ne semble pas *a priori* essentielle.

¹⁰⁷ Bien que l'on ne puisse pas prédire la survenue des séismes, nous connaissons assez précisément les zones sismiques à risque.

l'utilité ou par les capacités peut également conserver des atouts intéressants. Néanmoins, toutes ces perspectives négligent la double dimension de pollueur et de pollué que portent les individus au regard du concept d'inégalité environnementale. Pour appréhender cette double dimension, l'environnement peut être perçu comme une **relation entre les Hommes**.

2.1.3 *L'environnement comme relation entre les Hommes*

L'environnement n'est plus alors étudié en tant que tel, mais en tant que médiateur dans une relation particulière entre les humains. Ballet et al. (2013) évoque ce point de la manière suivante : « *The relationships between human beings and Nature are above all relationships between human beings concerning Nature* » (Ballet et al., 2013, p. 31). Dans ce contexte, les biens environnementaux ne sont pas concernés directement mais la modification de l'accès à l'environnement causé par un autre homme est concernée. Différents types d'actions peuvent alors être intégrés comme la détérioration de fonctions écosystémiques, la mise en place de politiques environnementales, ou encore l'accaparement de biens et services écosystémiques. Cette relation donne des bases pour l'établissement d'une vision où chaque homme serait à la fois porteur d'une responsabilité et d'un droit au regard non pas de l'environnement mais au regard des autres individus qui forment la société avec lui.

Ces trois visions de l'environnement peuvent porter différentes façons de concevoir l'inégalité environnementale. Cependant, l'identification de l'attribut environnemental à considérer par la suite ne suffit pas à définir l'inégalité environnementale injuste. Pour cela, nous développons quatre formes d'inégalité environnementale permettant l'expression d'objectifs normatifs distincts.

2.2 Inégalités environnementales : quatre conceptions normatives possibles

Comme nous l'avons vu précédemment, deux raisons peuvent conduire à l'analyse de la répartition de l'environnement et donc des inégalités environnementales. Les inégalités peuvent être analysées pour leur valeur instrumentale, c'est-à-dire les possibles nuisances ou bénéfiques qu'elles entraînent, ou pour leur valeur intrinsèque, c'est-à-dire le fait qu'elles soient bonnes ou mauvaises pour elles-mêmes ou pour un tout comme la justice. Contrairement aux inégalités économiques qui sont de plus en plus étudiées pour leur valeur instrumentale (voir introduction générale), les inégalités environnementales sont principalement étudiées à partir d'un objectif normatif sous-jacent. Ainsi, en amont de chacune de ces études portant sur ces inégalités, une formalisation et une conceptualisation normative de l'inégalité existent, bien qu'elles demeurent souvent peu développées.

Deux pensées antagonistes concernant la distribution des biens environnementaux sont présentées par Pearce (2006) et fondent notre analyse, l'une est basée sur une justice commutative et l'autre sur un égalitarisme strict. Dans cette sous-section, nous proposons deux autres conceptions de l'inégalité environnementale permettant pour la première de réintégrer la conception de Walzer (1983) et pour la seconde de prendre en compte les pollutions émises et donc la notion de relation entre les humains.

2.2.1 Inégalité environnementale comme une inégalité d'accès au marché de l'environnement

L'inégalité environnementale injuste peut d'abord s'orienter autour d'une inégalité causée par un problème de justice commutative. C'est en particulier ce que décrit Pearce en 2006 : « *Higher levels of pollution may be connected with associated benefits – for example, lower property prices – that compensate those groups for higher environmental risk* » (Pearce, 2006, p. 23). Dans ce cas, une inégalité environnementale injuste serait une inégalité produite par le fait de ne pas obtenir une compensation monétaire ou un coût monétaire correspondant à l'investissement réalisé. En d'autres termes, les inégalités environnementales injustes dans ce contexte seraient des **inégalités d'accès au marché de l'environnement**.

Dans une société où l'accès à l'environnement naturel par les individus est parfaitement assuré par un marché, tous les individus choisissent la qualité environnementale qu'ils souhaitent en acquittant le prix associé. Si dans cette même société, les revenus et le patrimoine financier des individus sont considérés comme justement répartis, alors évoquer des inégalités environnementales injustes ne semble pas faire sens. En effet, dans un tel contexte, chaque individu est libre de se procurer la quantité de biens environnementaux qu'il souhaite avec comme seule contrainte, sa contrainte budgétaire. Outre l'objectif de macrojustice dans la distribution des revenus, la justice associée à l'environnement se limiterait donc à une justice commutative dans l'échange de biens environnementaux. La justice s'articule alors autour d'une absence de discrimination au regard du marché.

Les résultats empiriques sur la distribution des biens et des maux environnementaux montrent que la qualité de l'environnement ne reflète pas nécessairement la préférence des individus pour l'environnement. Par exemple, dans certaines villes américaines, le fait que les populations noires soient plus nombreuses à proximité de sites polluants que des populations blanches avec le même revenu est problématique. La qualité de l'environnement possédée ne peut donc pas être expliquée par le revenu et les préférences uniquement. Sinon, nous

devrions poser l'hypothèse que les populations noires américaines désirent moins de qualité environnementale, hypothèse qui semble difficilement supportable.

Au final, cette vision conduit à se rapprocher de ce que Martinez-Alier (1994) appelle le « *Lawrence Summer Principle* » ou le principe « *The poor sell cheap* ». Ce principe, nommé selon le nom de l'ancien chef économiste de la Banque Mondiale, auteur d'une note restée célèbre sur la rationalité de polluer dans les Suds¹⁰⁸, énonce le fait qu'il serait bénéfique de concentrer les pollutions dans les pays du Sud puisque cela correspondrait aux conséquences en termes de santé les moins coûteuses étant donné les faibles revenus au sein de ces pays. Néanmoins, ce principe paraît difficilement acceptable socialement et va à l'encontre de tous les principes de la justice environnementale.

Cette conception de la justice, qui pourrait éventuellement s'appliquer pour certaines aménités non-essentiels, ne semble pas compatible avec des principes de justice égalitaristes pour les biens premiers.

Pour offrir une conception de la justice égalitariste au regard des biens environnementaux, la problématique de la juste distribution doit donc dépasser la question du juste échange. À l'extrême opposé de ce principe de juste échange, la préférence pour l'égalité dans le cadre de la mésojustice pourrait se comprendre comme un principe de stricte égalité de qualité environnementale.

2.2.2 *Inégalité environnementale comme inégalité purement environnementale*

Pearce (2006) propose deux jugements moraux basés sur l'égalité des ressources au regard de l'environnement. Le premier est de considérer qu'un risque environnemental nul pour tous est juste. Cependant, ce jugement moral très strict est impossible à atteindre empiriquement. Il définit donc un second jugement moral reposant sur la reconnaissance d'un niveau de risque acceptable. Dans cette spécification, il considère que, quel que soit le groupe de revenus d'appartenance, les individus devraient avoir un risque environnemental non nul similaire ou identique¹⁰⁹.

¹⁰⁸ « *Just between you and me, shouldn't the World Bank be encouraging more migration of the dirty industries to the LDCs [Least Developed Countries]? [...] A given amount of health impairing pollution should be done in the country with the lowest cost, which will be the country with the lowest wages. I think the economic logic behind dumping a load of toxic waste in the lowest wage country is impeccable and we should face up to that* » (Discours de Lawrence Summer, Extrait de Martinez Alier, 1994, p.255).

¹⁰⁹ Citation reprenant ces deux principes : « *Zero environmental risk is fair: however, that very strong moral judgment is empirically impossible to attain. 'Acceptable' risk should be envisaged: this is a weaker, more*

À l’opposé des éléments exposés dans la sous-section précédente, le revenu n’est plus intégré dans la réflexion comme variable participant à la détermination de l’accès à l’environnement. Bien qu’il faille expliciter ce que signifie « identique ou similaire », ce point de vue propose alors un strict égalitarisme au regard de l’environnement. Au contraire de l’argument précédent, la possibilité d’acheter une qualité environnementale meilleure est alors inéquitable. Ce second jugement présente aussi un principe moral associé à un seuil de risque environnemental en dessous duquel la présence d’individus est jugée inacceptable. Ce seuil n’est pas articulé avec la question de l’inégalité puisque l’auteur ne propose pas un principe pour l’arbitrage entre le problème de la pauvreté relative (« niveau de risque non nul identique ou similaire ») et la question de la pauvreté absolue¹¹⁰ (« le risque devrait être dans un certain sens acceptable »). Néanmoins, les inégalités injustes correspondraient au cas où tous les individus ne sont pas confrontés au même niveau d’environnement, forme d’inégalité que nous appellerons **inégalité purement environnementale**.

Cette proposition d’une complète absence d’inégalité entre les individus peut être assouplie en supposant que la situation juste n’est pas une même exposition de tous, mais uniquement le fait que la distribution de ces éléments ne dépende pas du groupe social auquel les individus appartiennent.

2.2.3 *Inégalité environnementale comme inégalité sociale environnementale*

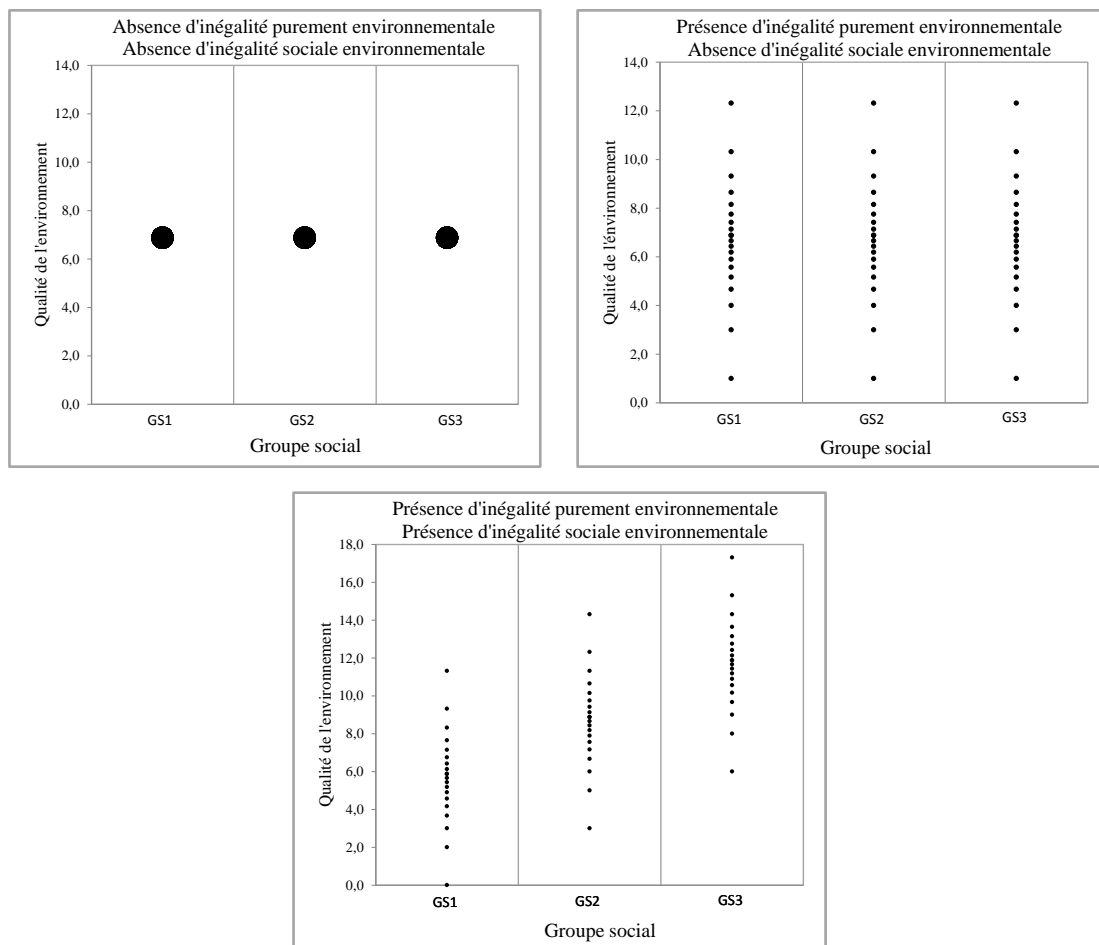
L’inégalité environnementale est fréquemment présentée comme une inégalité sociale au regard de l’environnement que nous pouvons appeler une **inégalité sociale environnementale**¹¹¹. Cette conception repose sur le fait que la différence d’environnement auquel les individus ont accès ne doit pas être déterminée par des variables telles que le revenu ou l’ethnicité. Dans ce contexte, l’égalité ne repose plus sur le fait que chaque individu ait le même accès à l’environnement mais que dans chaque groupe social, il existe des individus avec des niveaux d’environnement similaires. La Figure 13 représente cette idée de manière schématique.

realistic position, which considers that different income groups should be exposed to the same or similar non-zero level of risk, so that the risk is, in some sense, ‘acceptable’ » (Pearce, 2006, p.23).

¹¹⁰ Cette idée d’un seuil en deçà duquel la pollution n’est pas acceptable rejoint l’idée d’une forme de suffisantisme, c’est-à-dire le fait qu’un individu ait un environnement suffisamment bon pour vivre serait un principe moral. Cette approche suffisantiste vient en complément avec la notion d’inégalité dans la vision de Pearce (2006) mais cette approche ne porte pas en elle-même de considération pour l’inégalité (Gosepath, 2011).

¹¹¹ Theys (2007) nomme des inégalités environnementales de ce type des inégalités sociales dans la relation à l’environnement.

Figure 13 : Représentation des inégalités environnementales justes et injustes



Sources : Auteur. Taille des points : Superposition des individus.

Dans ce cas, l'inégalité environnementale serait une inégalité sociale injuste si tous les groupes sociaux n'ont pas en leur sein des individus avec les mêmes niveaux d'accès. Cette conception se rapproche du principe d'indépendance entre les sphères de justice énoncé par Walzer (1983). Pour rappel, ce principe énonce que la distribution d'un bien social dans une sphère ne doit pas dépendre de la distribution dans une autre sphère pour être considérée comme juste. Ainsi, dans notre cas, pour être juste, la possession des caractéristiques permettant d'appartenir à un groupe social (par exemple, le revenu) ne devrait pas avoir d'influence sur la justice dans la sphère environnementale.

2.2.4 Inégalité environnementale comme inégalité de reconnaissance des efforts consentis

Dans ces trois définitions des inégalités environnementales, nous n'avons pas mobilisé la dualité de l'inégalité environnementale à savoir le fait qu'elle prenne en compte des dégradations environnementales subies et des dégradations environnementales générées. Cette particularité pourrait être considérée en mobilisant une mesure nette, comme une pollution nette, c'est-à-dire en évaluant la pollution subie à laquelle serait soustraite la pollution

générée. Dans ce cas, les **efforts consentis** par les individus dans l'évaluation de l'inégalité associée à l'environnement seraient pris en compte.

Néanmoins, cette conception pose le problème de l'intégration des inégalités d'impact écologique qui doit se faire avec parcimonie. En effet, la surestimation de la responsabilité individuelle dans les pollutions et les politiques environnementales peut conduire à isoler l'individu en niant son encastrement dans des structures sociales qui le dépassent. À titre d'illustration, une limite à la prise en compte de cet effort, souvent mise en avant notamment dans le cadre de la fiscalité écologique, est la difficulté économique pour les plus pauvres de consentir des efforts identiques aux plus riches. De même, l'individu périurbain qui se déplace en voiture jusqu'à son travail situé en centre-ville est pris dans une chaîne de responsabilités entre les aménageurs, les politiques et lui-même.

Dès lors, l'inégalité environnementale pourrait s'articuler autour de deux concepts propres aux inégalités d'opportunités : les circonstances et les efforts (Roemer, 2002). En effet, cette littérature, pour répondre à l'égalitarisme strict ne prenant pas en compte la volonté humaine et les efforts plus importants consentis par certains individus, propose de séparer les circonstances (ce qui ne dépend pas de notre volonté) des efforts (ce que nous avons mis en place pour réussir). Cette littérature se concentre principalement sur un horizon de macrojustice ou de mésojustice dans le contexte de l'éducation mais pourrait aussi s'appliquer ici. Dans ce cas, les individus auraient des caractéristiques qui ne devraient pas influencer le niveau de dégradations environnementales subies alors que d'autres variables, comme les faibles dégradations environnementales générées, pourraient être prises en compte comme un effort pouvant justifier des niveaux de dégradations subies plus faibles.

Ce cadre est surtout utile dans un contexte d'entretien d'un bien public. En effet, l'effort consenti n'est pas nécessairement rétribué puisqu'il est dilué dans les efforts plus ou moins élevés consentis par les autres. Néanmoins, des différences de croyances sur les moyens de réduire les dégradations environnementales pourraient limiter la portée de ce type de conceptualisation des inégalités environnementales.

2.3 Formalisation mathématique des différentes formes d'égalité valorisées

Si nous considérons le niveau d'environnement E_i distribué selon la loi E , et le niveau de revenu Y_i distribué selon la loi Y , alors nous pouvons formaliser les différentes conceptions de l'inégalité environnementale de la manière suivante.

Dans le premier cas développé dans la sous-section 2.2.1, la situation de justice serait le cas où le niveau d'environnement ne dépend que du revenu et du consentement à payer pour l'environnement :

$$E_i = E_i(Y_i, e_i) \quad (5)$$

Avec e_i , un consentement à payer pour l'environnement ou une préférence pour l'environnement de l'individu i . Dans cette situation, le seul élément dont il faut s'assurer est que chaque individu a un accès au « marché de l'environnement » équitable et que tous puissent acheter une quantité d'environnement correspondant à son consentement pour l'environnement.

Si l'inégalité environnementale est considérée comme une inégalité environnementale pure, alors la situation de justice est celle où la quantité d'environnement possédée par chaque individu serait strictement la même :

$$E_i = k, \quad \forall i \quad (6)$$

Ensuite, si la justice est mise en place dans une perspective plus faible, c'est-à-dire que la répartition de l'environnement ne doit pas dépendre de la catégorie sociale à laquelle on appartient, alors la situation est juste si la fonction de répartition de l'environnement est identique quel que soit le groupe social d'appartenance :

$$F_j(E) = F(E), \quad \forall j \quad (7)$$

Avec j la catégorie sociale et F la fonction de répartition de E .

Enfin, le fait de retenir comme injustes les inégalités ne respectant pas une forme de méritocratie environnementale peut s'écrire comme suit :

$$E_i = E_i(m_i) \quad (8)$$

Dans ce cas, la situation de justice n'intervient que si le niveau d'environnement possédé dépend uniquement du mérite de chacun noté m_i . Ce mérite peut se mesurer de différentes manières et pourrait par exemple correspondre à l'empreinte écologique de l'individu concerné.

Ces quatre formalisations présentent une forme d'égalité comme objectif pour la résolution des problématiques de justice dans la sphère environnementale. Néanmoins, cet égalitarisme

strict est souvent critiqué au regard de la question de l'efficacité. Dans ce contexte, les objectifs de mésojustice pourraient être repris en allégeant le critère associé à la volonté de réduction de l'inégalité. Supposons deux répartitions faisables des biens environnementaux {10, 10, 10} et {12, 15, 15}. Dans ce cas, quelle est la distribution la plus juste ? Le *maximin* permet de choisir la seconde bien qu'elle ne soit pas la plus égalitariste puisque le *maximin* pose le principe suivant : les inégalités sont justes uniquement si elles profitent aux plus défavorisés. Dans le cadre d'un *maximin*, l'objectif social d'une politique environnementale pourrait alors être le suivant :

$$SEF = \max[\min E] \quad (9)$$

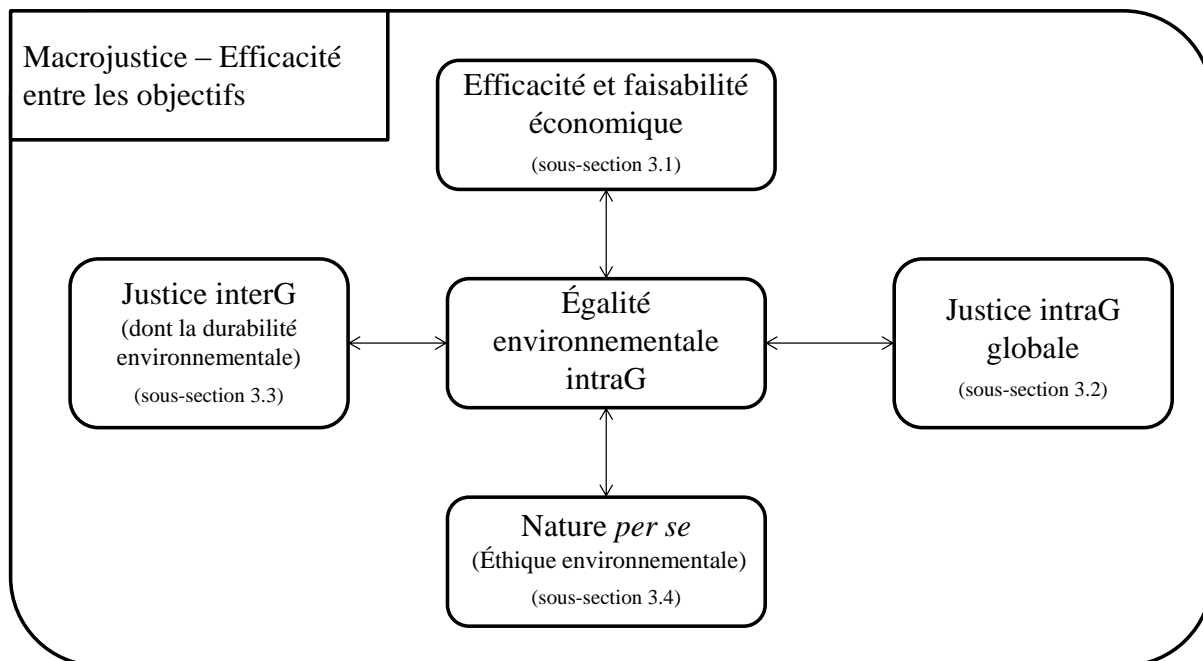
Cette section a permis de mettre en évidence des principes dans un cadre de mésojustice associé aux ressources et pollutions environnementales. Néanmoins, une décision concernant une politique environnementale ne peut se faire sans concevoir d'autres objectifs que la justice environnementale. Ce chapitre doit donc permettre une vue d'ensemble des arbitrages pouvant exister entre les objectifs d'égalité présentés ci-dessus et les autres principes éthiques, moraux et économiques.

3 Inégalités environnementales : inscription dans une réalité multidimensionnelle

Le choix de concentrer les politiques publiques sur la réduction des inégalités environnementales, telles que définies précédemment, n'est pas nécessairement neutre pour d'autres dimensions valorisables. À titre d'illustration, le fait de vouloir donner une quantité d'eau égale à tout le monde à partir d'aquifères peut conduire à la dégradation de celui-ci sur le long terme. Dans ce cas, la justice intergénérationnelle suite à la dégradation de cet aquifère pourrait ne pas être assurée. Bien que ne pouvant pas prendre en compte l'ensemble de ces arbitrages dans le détail, il est important de comprendre comment ceux-ci peuvent se construire.

Comme l'illustre la Figure 14, quatre objectifs ont été identifiés comme pouvant conduire à un arbitrage avec un objectif de justice en matière de réduction des inégalités environnementales au sein d'une même génération. Ces quatre éléments correspondent à l'efficacité économique, la justice intragénérationnelle au regard des autres biens, la justice intergénérationnelle, et la Nature en soi.

Figure 14 : Interactions possibles entre les objectifs de mésojustice et de macrojustice



Source : Auteur. G signifie générationnel(le).

Dans cette section, nous développons chacun des quatre arbitrages potentiels pour comprendre comment les quatre objectifs présentés dans la Figure 14 peuvent interférer avec ceux de justice et d'égalité environnementales.

3.1 Inégalités environnementales et efficacité économique

Dans la section précédente, nous avons identifié une limite en termes d'efficacité au sein même de la mésojustice, car assurer un égalitarisme strict paraît comme un objectif normatif pouvant être supplanté par la perspective du *maximin*. Au-delà de cette question de mésojustice, la volonté d'obtenir la justice dans la sphère environnementale peut aussi conduire à des inefficiences à une échelle supérieure. En effet, si l'évaluation se fait sur un critère de pareto-optimalité, l'égalité dans la sphère environnementale peut entraîner des inefficiences fortes notamment à cause de préférences diversifiées dans la société. Néanmoins, certains biens environnementaux sont peu substituables et ne sont, par conséquent, pas sujets à cette difficulté. De plus, les préférences environnementales sont fortement influençables et ne doivent donc pas être un critère unique pour l'allocation de ces biens.

Au-delà de cet objectif d'efficacité économique, Baumgärtner et Quaas (2010a) proposent de concevoir l'efficacité comme un principe de non-gaspillage permettant d'évaluer tous les arbitrages. Ce principe pourrait donc être utilisé pour évaluer les arbitrages possibles entre les principes de justice environnementale et de justice intragénérationnelle dans sa globalité, et

pour évaluer les arbitrages entre une justice environnementale intragénérationnelle et une justice écologique¹¹² au niveau intergénérationnel.

3.2 Inégalités environnementales et justice intragénérationnelle globale

En dehors de l'efficacité économique, la justice entre les humains vivants ne se limite pas à l'attribution d'éléments issus de l'environnement. En effet, la justice entre les individus d'une même génération passe par la proposition d'une justice qui intègre la distribution de l'ensemble des biens. En dehors de la proposition d'études isolées des biens environnementaux, l'analyse des biens environnementaux pourrait s'inclure dans une théorie de la justice régissant la distribution de l'ensemble des biens. Nous présentons ici la possibilité d'inclure l'environnement dans les deux théories égalitaristes les plus appropriées pour permettre l'intégration de la problématique environnementale. Dans cette optique, nous nous appuyons d'abord sur la perspective rawlsienne puis sur celle des capacités.

3.2.1 *Justice comme égalitarisme rawlsien et distribution de l'environnement*

La conception rawlsienne de la justice s'articule autour de deux principes. Ces deux principes sont choisis sous un voile d'ignorance théorique dans lequel les individus ne connaissent ni leurs aptitudes ni leurs positions dans la société. Selon Rawls, sous ce voile d'ignorance, les principes choisis sont les suivants :

1. « Chaque personne doit avoir un droit égal à un système le plus étendu de libertés de base égales pour tous qui soit compatible avec le même système pour les autres.
2. Les inégalités sociales et économiques doivent être organisées de façon à ce que, à la fois,
 - a. elles apportent aux plus désavantagés les meilleures perspectives et
 - b. elles soient attachées à des fonctions et à des positions offertes à tous, conformément à la juste (*fair*) égalité des chances » (Rawls, 2009[1971], p. 91 et p. 115)

Ces principes sont développés au sein d'une même société et ne cherchent pas à répondre à des questions intergénérationnelles¹¹³ et à des questions de justice internationale¹¹⁴. Une lecture lexicographique est faite et le premier principe est normativement prioritaire par rapport au deuxième. Au sein de ce dernier, le point b est prioritaire par rapport au point a.

¹¹² Nous utilisons le terme de justice écologique plutôt que celui de justice environnementale lorsque les études concernées ne se limitent pas à la prise en compte de l'environnement pour les humains dans le temps présent, mais lorsqu'une valorisation de l'environnement pour lui-même ou pour les générations futures est intégrée.

¹¹³ Voir Gosseries (2009).

¹¹⁴ Voir Rawls (1999) pour des éléments développés par cet auteur sur ce sujet, voir également Duru-Bellat (2014) sur la justice globale.

Suite à cette présentation succincte des principes, la question de l'intégration de l'environnement au sein de la théorie rawlsienne demeure entière. En prenant les principes dans l'ordre lexicographique, le premier suppose l'impossibilité d'une dictature verte. La liberté étant primordiale, une dictature verte, privant de libertés sous prétexte d'un meilleur état futur de l'environnement, ne fait pas sens ici. En revanche, ce premier point ne nous informe pas sur la mise en place effective de la justice au sein d'une génération.

La justice distributive chez Rawls (1971) se base sur la distinction entre les biens sociaux premiers (soumis à la justice comme équité) et les autres. Bien qu'il n'évoque pas dans son œuvre les biens et services environnementaux, certains de ces biens s'intègrent dans la première catégorie comme nous l'avons vu précédemment. Dans ce cas, si certains éléments environnementaux sont considérés comme des biens sociaux premiers dans la théorie rawlsienne, leur juste répartition doit alors respecter le principe de différence qui a, la plupart du temps, été compris comme un *maximin* par les économistes. Ainsi, pour paraphraser Rawls, *les inégalités économiques et sociales dont font partie les inégalités environnementales dans le cas des biens sociaux premiers devraient être au bénéfice des plus désavantagés*. Dans ce contexte, il faut donc maximiser le minimum d'un vecteur de biens sociaux premiers (avec X_i les autres biens premiers considérés) :

$$\text{Maxmin } V(X_i, E_i) \quad (10)$$

Cependant, ce principe ne doit pas remettre en cause la juste égalité des chances qui est placée lexicographiquement en amont dans le cas de la théorie rawlsienne (principe 2.b).

La justice rawlsienne permet de proposer l'intégration de biens sociaux premiers environnementaux au sein de la justice sociale intragénérationnelle. Dans la suite, nous envisageons un autre support pour l'intégration des biens environnementaux, celui des capacités.

3.2.2 Justice comme égalité des capacités et distribution de l'environnement

Amartya Sen est aussi intéressé par l'extension des objets de justice à d'autres éléments que le revenu. Il évoque même de manière directe l'environnement naturel dans l'annexe de *On economic inequality* coécrite avec James Foster (Foster et Sen, 1997) :

« income is only one factor among many that influence the real opportunities people enjoy. For example, person A may be richer than person B in terms of income, and yet be more “hard up” than B if a big part of her income has to go

for medical attention she needs because of some chronic illness. The real opportunities that different persons enjoy are very substantially influenced by variations of individual circumstances (e.g, age, disability, proneness to illness, special talents, gender, maternity) and also by disparities in the natural and social environment (e.g., epidemiological conditions, extent of pollutions, prevalence of local crime) » (Foster et Sen, 1997, p. 195)

Face à cela, Foster et Sen (1997) propose de ne plus s'attarder seulement sur les revenus mais sur les capacités, c'est-à-dire la liberté de choisir entre différentes formes de vie. Malgré tout, Sen (2009) n'admet pas l'existence d'une liste objective de capacités sur laquelle baser une théorie complète de la justice. La possibilité de respirer de l'air de qualité et de boire de l'eau potable serait probablement retenue pour faire partie des éléments valorisables en termes de capacités. Dans les travaux de Nussbaum (2001), une liste de dix capacités centrales est proposée, l'objectif énoncé étant de maintenir ces capacités au « *level at which a person's capability becomes what Marx called "truly human", that is, worthy of a human being* » (Nussbaum 2001, p. 73). D'après cette auteure, cette liste peut être considérée comme transculturelle, c'est-à-dire comme ne dépendant pas de la culture d'appartenance de chaque individu. Certaines de ces capacités peuvent être réfléchies au regard de l'environnement. Par exemple, la première capacité, « *have the means to live until the end of a life of normal length* », est très large et peut recouvrir certaines questions associées à la question environnementale comme la possibilité de boire de l'eau potable ou de respirer un air de qualité (Nussbaum 2001, p. 78). D'autres capacités peuvent être directement menacées par la dégradation de l'environnement, à savoir la capacité d'être en bonne santé et celle de vivre avec d'autres espèces animales.

3.2.3 *L'équité environnementale peut-elle nuire à la justice intragénérationnelle ?*

Les objectifs de justice décrits ci-dessus englobent les principes concernant les biens environnementaux. Par conséquent, la distribution de ces biens participe à la justice intragénérationnelle. Néanmoins, dans certains cas, le fait de vouloir impérativement assurer la justice concernant les biens environnementaux peut venir à l'encontre de l'atteinte d'un niveau supérieur de justice intragénérationnelle. Ces éléments correspondent principalement aux critiques de la justice par sphère et de la mésojustice analysées dans la section 1. Dans notre cas précis, cet arbitrage dépend 1) de la substituabilité entre les biens environnementaux et les autres, 2) de l'essentialité des biens environnementaux concernés et 3) du niveau d'hétérogénéité des préférences des agents.

Premièrement, si les deux biens sont substituables, la préservation de la justice intragénérationnelle dans son ensemble dépend moins de la préservation de l'équité dans la sphère environnementale. Par exemple, les services publics s'astreignent à la fourniture d'une eau potable plutôt que d'une eau minérale naturelle. Ces deux eaux sont alors considérées comme substituables, alors qu'elles ne sont pas parfaitement identiques. En effet, la première peut être traitée par l'Homme contrairement à la seconde qui doit avoir subi un traitement par les fonctions écosystémiques de régulation de la qualité des eaux uniquement. La volonté de préserver l'eau minérale conduirait à des arbitrages beaucoup plus forts avec d'autres dimensions de la justice, et le fait d'admettre ces deux éléments comme substituables relâche la contrainte dans la sphère environnementale.

Deuxièmement, dans le cas des aménités, la volonté de justice intragénérationnelle peut nuire à une équité environnementale stricte en raison de la volonté d'atteindre des objectifs sociaux plus aisément en augmentant les inégalités environnementales. Par exemple, l'accès au logement pour les plus pauvres peut être favorisé, notamment par des prix du foncier faibles, en incitant ces populations à s'installer dans des lieux avec des aménités environnementales faibles. Dans ce cas, l'accès au logement comme droit fondamental des populations sera assuré au détriment d'un accès équitable à l'environnement.

Troisièmement, si les individus ont des préférences hétérogènes au regard de l'environnement concerné, un niveau de revenu égal pour tous pourrait conduire à des niveaux d'environnement très différents parmi la population.

En revanche, d'autres éléments peuvent faciliter la combinaison des deux niveaux de justice. D'un côté, si l'équité intragénérationnelle est respectée, l'équité environnementale sera plus facilement obtenue en raison de l'éducation des individus au regard des problèmes environnementaux. En effet, choisir implique que les personnes qui décident soient responsables et, pour cela, aient accès à un niveau minimal de biens comme le proposent les approches suffisantistes (Gosseries, 2011). De l'autre côté, l'équité environnementale peut permettre d'améliorer la santé des individus pauvres et leur permettre d'accéder à des biens et services premiers pour leur santé. Dans ce cas, ces populations seraient mieux insérées dans la vie de la société. La justice intragénérationnelle dans son ensemble serait donc favorisée.

Des arbitrages entre ces objectifs sont donc possibles et devront être pris en compte dans les analyses isolant la question environnementale, au minimum pour nuancer les implications en termes d'équité. Nous pouvons tout de même observer que des biens non substituables et

essentiels, pour lesquels les préférences des individus sont homogènes, risquent moins d'être concernés par ces arbitrages.

Cependant, les développements au sein de cette sous-section ne répondent pas en totalité aux problématiques posées par la combinaison des inégalités environnementales avec des enjeux de justice plus larges. En effet, l'environnement est particulièrement concerné lorsque le long-terme et donc les générations futures entrent en scène.

3.3 Inégalités environnementales : vers une justice transgénérationnelle ?¹¹⁵

L'objectif d'égalité environnementale au sein d'une génération peut aussi se confronter à des objectifs intergénérationnels de justice. La dimension environnementale est particulièrement importante dans la perspective de la transmission de biens aux générations futures, et notamment dans une perspective de soutenabilité forte. Dans ce cas, un capital naturel doit être transmis aux générations futures et le capital transférable peut dépendre de l'utilisation faite par la génération présente.

3.3.1 *Quels objectifs intergénérationnels affectent la distribution de l'environnement ?*

Dans sa perspective philosophique, Rawls ne prend en compte que les quelques générations suivantes (enfants et petits-enfants)¹¹⁶. Ces générations sont prises en compte sur des bases motivationnelles et non pas sur un « désintérêt mutuel » comme dans le reste de la théorie rawlsienne (Gosseries, 2009). Rawls distingue alors deux phases dans la justice entre les générations. Pendant une première phase, il serait juste d'épargner pour atteindre un niveau de capital favorable à la mise en place d'institutions justes. Au cours d'une seconde phase,

¹¹⁵ Pour un exemple sur les objectifs intragénérationnels et intergénérationnels associés aux problématiques environnementales, voir Berthe et Ferrari (2015b). Cet article s'appuie sur l'analyse des principes intragénérationnels et intergénérationnels pouvant être utilisés dans le contexte de l'adaptation au changement climatique des petits territoires insulaires. Il propose d'étudier ces principes dans deux cadres, ceux de la justice située et de la justice globale.

¹¹⁶ Si la perspective de la soutenabilité forte est choisie, la justice intergénérationnelle rawlsienne se heurte à la temporalité des phénomènes naturels qui n'est pas la même que celle des générations humaines. En effet, l'altération du capital naturel par l'homme entraîne des conséquences sur des générations lointaines sans concerner les générations intermédiaires. Le rapport du *Millenium Ecosystem Assessment* (Millenium Ecosystem Assessment, 2005, p. 88-89) évoque deux temporalités particulières associées aux impacts anthropiques sur l'environnement naturel : l'inertie et le décalage. Le décalage correspond au « *time required for the effects of a perturbation of a process to be expressed* », tandis que l'inertie correspond « *to the delay or slowness in the response of a system to factors altering their rate of change, including continuation of change in the system after the cause has been removed* ». Ces deux mécanismes peuvent s'exercer sur des temps très longs puisque le MEA évoque des phénomènes pouvant avoir un décalage de plus de 1000 ans. Ces effets s'apparentent à la situation de bombe à retardement évoquée pour la première fois par Feinberg (1986). Selon Gosseries (2004, p.97), une bombe à retardement signifie « des actes dont les conséquences négatives sauteront la génération prochaine pour nuire directement à la génération suivante ». Bien que, par transitivité, les générations présentes pourraient prendre en compte les générations lointaines, les problèmes de très long terme n'affecteront probablement pas assez les enfants et les petits enfants des générations présentes pour que cela puisse suffire à intégrer ces enjeux.

l'épargne ne serait plus nécessaire puisque le niveau épargné permettrait la mise en place d'institutions justes, mais la désépargne resterait prohibée. Une épargne est alors possible mais ne serait plus « un devoir de justice »¹¹⁷. Ces deux phases ne doivent pas se concevoir comme ayant l'objectif d'accumuler le plus de richesses possibles, la richesse n'étant pas un objectif en soi mais un moyen pour permettre la mise en place d'institutions justes. La quantité de richesses à accumuler par une société pourrait donc être différente suivant les caractéristiques de la société étudiée.

Ces principes se différencient de ceux de la justice intragénérationnelle au sein d'une société et s'apparentent à la vision rawlsienne de la justice internationale (Gosseries, 2014). Dans ce contexte, Rawls ne s'attarde donc pas sur un futur distant et propose que chaque génération transmette à la suivante une quantité de capital suffisante à la pérennisation des institutions de base. Cette hypothèse repose alors sur une chaîne de transmission des capitaux de chaque génération à la suivante¹¹⁸.

La nécessité de transmettre des éléments naturels dépend alors de l'hypothèse de substituabilité posée entre les capitaux. La logique d'une épargne globale sans différencier les capitaux, prônée par la perspective de la soutenabilité faible, ne prend pas en compte la possible incommensurabilité entre ceux-ci (manufacturé, social, naturel). À l'opposé, la soutenabilité forte considère que l'économie ne peut échapper aux contraintes écologiques et physiques et que les activités économiques prennent place au sein d'un environnement biophysique. L'accent est alors porté sur la complémentarité de tous les facteurs qui participent à la production, ainsi que sur la nécessité de préserver certains éléments naturels qualifiés de « critiques » pour lesquels il n'existe pas de substitut (régulation climatique, biodiversité, pollinisation...) et qui sont soumis à une forme d'irréversibilité. Dans ce cas, l'accumulation d'une forme de capital pourrait ne pas être suffisante pour compenser les autres. La transmission de chaque forme de capital pourrait alors se baser sur des dynamiques indépendantes. Un taux d'épargne pour chaque type de capital devrait être alors déterminé de manière autonome. Étant donné les impacts anthropiques actuels, l'humanité devrait alors peut-être retourner à une phase d'accumulation primitive en laissant la possibilité au capital naturel de se régénérer en partie. Cette volonté pourrait établir une contrainte plus forte sur la

¹¹⁷ Gosseries (2014) propose une extension de ces principes à une interdiction de l'épargne pour protéger les plus défavorisés des générations actuelles. Cette version de la phase stationnaire se rapproche d'une logique de suffisance et de la théorie du suffisantisme associée.

¹¹⁸ Cette chaîne de transmission est également évoquée par Birnbacher (2009).

distribution de l'environnement aujourd'hui et notamment sur les contraintes établies pour les personnes les mieux dotées.

De plus, les conséquences actuelles des changements environnementaux ne sont pas neutres d'un point de vue distributionnel¹¹⁹. Les générations actuelles, par leur influence sur les changements climatiques, conduisent à des impacts qui se feront probablement de plus en plus pressants pour les générations prochaines. La dégradation des écosystèmes provoquée par ces changements conduira à des conséquences non uniformément réparties sur notre planète. Ainsi, même dans le cas d'une accumulation suffisante de capital à l'échelle mondiale, les plus pauvres des générations suivantes pourraient s'appauvrir par leur vulnérabilité aux changements climatiques. Si la justice intragénérationnelle est considérée comme un bien qu'il faut transmettre, la contrainte intergénérationnelle pourrait alors s'appuyer sur la nécessité de pouvoir appliquer une justice intragénérationnelle convenable dans le futur.

Des principes de justice pourraient donc être énoncés pour ne pas prendre en compte les générations futures avec une vision myope et pour ne pas considérer le capital à transmettre comme un tout en négligeant d'éventuels problèmes distributifs futurs. Malgré ces différentes limites, la justice intergénérationnelle dans la perspective rawlsienne permet déjà d'envisager la possibilité d'arbitrages avec les objectifs intragénérationnels que nous avons présentés dans la section 2.

3.3.2 *Rivalités, facilitations ou indépendances entre ces objectifs de justice*

Ces principes intergénérationnels ont des fondements éthiques justifiant leur prise en compte dans l'évaluation de la justice d'une situation. Néanmoins, le choix d'un principe de justice intragénérationnelle et d'un principe de justice intergénérationnelle n'est pas suffisant pour définir une justice transgénérationnelle générale. En effet, Glotzbach et Baumgärtner (2012) montrent que les réalisations de ces deux objectifs ne sont pas nécessairement indépendantes. À partir de ce constat, Glotzbach et Baumgärtner (2012) envisagent trois relations possibles entre les objectifs de justice intragénérationnelle et intergénérationnelle¹²⁰ au regard de

¹¹⁹ On pourrait aussi évoquer une dernière limite à travers l'équation $I=PAT$ (bien que critiqué : Alcott, 2010). Si l'on suit cette équation, l'impact anthropique sur la Nature dépend de la population humaine, du niveau de richesse et de la technologie. Une génération donnée subit toujours en partie ces trois déterminants puisqu'elle est contrainte par les technologies et la population laissée par les générations précédentes et puisque son niveau de richesse qu'elle estime nécessaire dépend de la culture de cette société, provenant en partie des générations précédentes. L'impact anthropique sur l'environnement est donc en partie contraint par un sentier non nécessairement désiré.

¹²⁰ Ces auteurs se concentrent sur l'étude des services écosystémiques et considèrent une justice écologique se basant sur un *maximin* au sein et entre les générations.

l'environnement. Les objectifs de ces deux dimensions pourraient être soit indépendants (*independency hypothesis*), soit concurrents (*rivalry hypothesis*), soit complémentaires (*facilitation hypothesis*). Pour ces auteurs, l'hypothèse valide dépend de six déterminants : la quantité et la qualité de l'environnement (ici les services écosystémiques), la substituabilité de l'environnement, le développement de la population, le progrès technique, les facteurs institutionnels et les restrictions politiques.

Au regard de ces deux objectifs, le non-gaspillage pour leur réalisation conjointe est une première manière de choisir la situation la plus juste. Ensuite, si un arbitrage existe, ce non-gaspillage n'est pas suffisant pour choisir à quel objectif donner la priorité. Dans ce cas, Dupuy (2008) définit un minimum intragénérationnel devant être atteint avant d'envisager la prise en compte d'un objectif intergénérationnel. Dans cette vision, cela correspondrait à l'affirmation suivante : « nous ne voulons pas de la survie à n'importe quel prix, en particulier au prix du renoncement à des valeurs fondamentales telles que l'autonomie morale » (Dupuy et al., 2007, p. 34). Au contraire, Jonas (1990) considère que « *the permanence of genuine human life* » est l'objectif le plus important (Jonas, 1990). Si un arbitrage entre ces deux dimensions est nécessaire, le choix de la réduction des inégalités environnementales, comme objectif intragénérationnel, pourrait donc être abandonné pour permettre la permanence de la vie humaine ou pour d'autres objectifs intergénérationnels.

3.4 Inégalités environnementales, Nature et éthique environnementale

Nous avons limité dans toute cette partie les questions de justice aux humains et avons de ce fait exclu les non-humains de la réflexion. Néanmoins, l'inclusion des non-humains (Nature, animaux...) et la mobilisation d'une éthique environnementale pourraient obliger à revoir les éléments développés sur la justice distributive. En effet, concéder des droits à la Nature limite *de facto* les actions possibles des humains sur cette Nature. Rawls évoque déjà cet élément dans sa théorie de la justice de la manière suivante :

« Il est évident que si la théorie de la justice comme équité s'avère relativement satisfaisante une étape suivante serait d'étudier la conception générale que suggère l'expression « la rectitude morale comme équité ». Mais, même cette théorie plus large ne réussit pas à englober toutes les relations morales, puisqu'elle n'inclut pas, semble-t-il, que nos relations avec d'autres personnes, sans tenir compte du problème posé par notre comportement à l'égard des animaux et du reste de la nature » (Rawls, 2009[1971], p. 43)

Par exemple, l'émergence, en Équateur et en Bolivie, de l'application de droits des non-humains, comme le présentent Landivar et Ramillien (2013), pourra faire intervenir un nouveau participant dans la communauté de justice et donc limiter les droits des autres. Dans ce cas, interdire le contournement d'une rivière pour l'utilisation humaine sous prétexte de la valeur intrinsèque de la Nature et d'un droit inaliénable de celle-ci limite la capacité à distribuer cette eau, ressource rare pour les humains. Comme pour les générations futures, des arbitrages pourraient émerger face à la reconnaissance d'un droit restant à définir dans la relation entre humains et non-humains. Cette réflexion reste délicate pour deux raisons. En premier lieu, la prise en compte des non-humains est représentée par une très grande pluralité d'approches (Larrère, 1997), certaines excluant totalement l'Homme alors que d'autres proposant de lui conserver une place, mais. En second lieu, les droits des non-humains sont toujours réclamés et portés par des humains, seule source d'évaluation, et donc infiniment reliés aux croyances et éthiques de ceux-ci. Cette problématique repose de nouveau la question de la justice environnementale comme une relation entre les humains. Dans cette optique, l'éthique environnementale, portée par certains individus, entrerait directement dans un cadre de mésojustice.

Ces quatre sources d'arbitrages possibles avec la recherche de la justice concernant l'environnement au sein d'une génération sont toujours à prendre en compte pour identifier l'acceptabilité d'inégalités qui seraient potentiellement injustes dans un cadre de mésojustice.

4 Conclusion du chapitre 2

Ce chapitre a permis de mettre en évidence les fondements normatifs de l'évaluation des inégalités environnementales. Nous avons identifié les justifications normatives permettant l'inclusion des inégalités environnementales au sein d'une approche de justice sociale. Ce chapitre nous a permis de mettre en évidence le fait que l'égalité était un élément au centre des problématiques de justice distributive. Cette égalité est souvent considérée comme ayant une valeur intrinsèque. Pour évaluer son rôle, une approche comparative avec éventuellement des fondements transcendants et une distinction entre les problématiques de mésojustice et de macrojustice sont nécessaires.

En effet, la mésojustice permet de mettre en évidence les inégalités environnementales qui peuvent être injustes. Quatre formes d'inégalités environnementales, se basant sur quatre approches de la justice, sont identifiées. Elles peuvent, suivant la conception du juste retenue,

être considérées comme une entrave à la justice sociale. Le choix entre ces quatre formes d'inégalités, si elles ne fournissent pas un même classement entre deux distributions, peut être déterminé par le débat public ou par un choix normatif entre les différentes propositions. Il n'existe donc pas une unique vision de l'inégalité environnementale et cette distinction est importante pour comprendre, à la lecture des travaux dans ce domaine, les types d'inégalités environnementales identifiés et étudiés.

Ensuite, le retour à la macrojustice est nécessaire pour ne pas mettre en avant une proposition de réduction des inégalités environnementales sans comprendre les arbitrages avec d'autres dimensions normativement valorisables. Quatre limites à la justice dans la sphère environnementale ont été identifiées et reposent sur des objectifs d'efficacité économique, de justice intragénérationnelle, de justice intergénérationnelle et d'éthique environnementale.

Néanmoins, deux éléments nous confortent dans la volonté d'identifier la justice propre aux biens environnementaux :

1. Certains biens et services environnementaux, comme l'accès à l'eau potable, sont essentiels et donc la question de l'accès à ces biens et services demeure et est prépondérante face aux autres enjeux.
2. Analyser les confrontations entre la justice et les autres objectifs sociaux possibles ne peut se faire sans identifier la justice concernant ces biens particuliers.

Conclusion de la Partie 1

Les développements proposés au sein de ces deux chapitres nous ont permis une meilleure compréhension du concept d'inégalités environnementales. Ainsi, nous avons montré que ce concept pouvait se concevoir comme central au sein de l'analyse des questions sociales associées aux problématiques environnementales. Ensuite, nous en avons proposé une définition qui permet de couvrir l'ensemble des formes des inégalités environnementales. Ces deux premières étapes s'appuient sur la littérature en sciences sociales sans se référer explicitement à l'analyse économique. C'est pourquoi nous avons ensuite montré l'opportunité qu'offrait ce concept pour l'analyse économique d'un point de vue positif comme normatif. En particulier, ce concept est utile pour proposer la définition d'une justice sociale au regard de l'environnement. La définition de ces inégalités pourrait donc fournir un objectif normatif au sein d'une analyse économique portant sur la soutenabilité.

Néanmoins, tout objectif normatif requiert la compréhension de ces fondements afin de faire apparaître explicitement les valeurs incluses dans l'analyse de cet objectif. Pour cela, nous avons eu recours au champ de la philosophie économique pour analyser quels types d'inégalités environnementales pouvaient être considérés comme injustes dans différentes conceptions égalitaristes de la justice. Ce travail nous a tout d'abord permis d'explicitier notre approche basée sur une justice distributive et portant une forme d'égalitarisme constitutif. Ce choix permet ensuite de définir quatre inégalités environnementales pouvant être injustes : l'inégalité environnementale pure, l'accès inégal au marché de l'environnement, l'inégalité sociale environnementale et l'inégalité de reconnaissance des efforts consentis. Bien qu'utile, cette analyse n'est pas suffisante pour caractériser une situation juste ou injuste et ces résultats ont donc été mis au regard d'autres objectifs de justice pouvant être concomitants et pouvant donc venir concurrencer un objectif de justice environnementale. En particulier, nous montrons que les biens essentiels à la vie et au cœur de politiques indépendantes, comme le propose Walzer (1983), peuvent être au cœur d'enjeux de mésojustice propres à l'environnement, ce qui orientera notre choix concernant l'application empirique de notre travail.

Ces résultats apportent différents éléments au sein de la réflexion sur la justice sociale associée aux questions environnementales. Néanmoins, l'ensemble des principes proposés dans ces deux chapitres nécessite une opérationnalisation par la mise en place d'une analyse empirique. Pour ce faire, nous proposons, dans la seconde partie de cette thèse, une application à la question de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans le contexte du Brésil.

Partie 2

Analyse économique des inégalités environnementales :

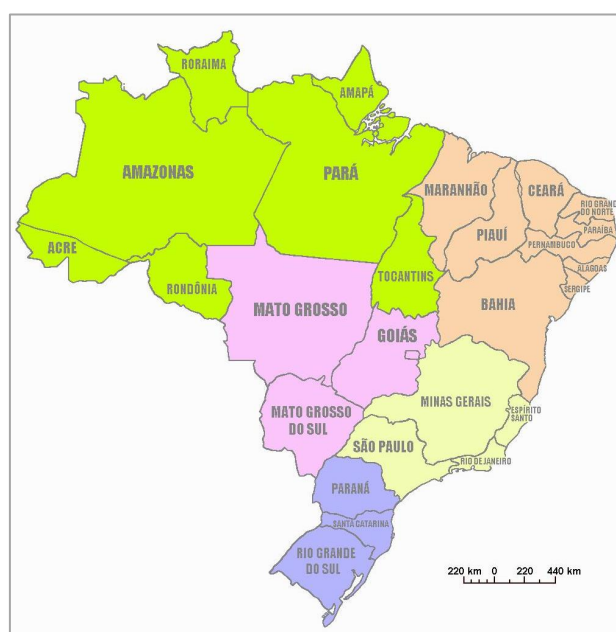
**Application aux services d'eau et d'assainissement
dans le contexte brésilien**

Introduction de la Partie 2

Cette seconde partie se base sur l'étude de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans le contexte brésilien. Ce travail permet à la fois une mise en pratique des concepts développés au sein de la partie théorique, mais offre également une analyse approfondie de l'équité de l'accès à l'eau et à l'assainissement des ménages dans ce pays. L'accès à ces services comporte des enjeux éthiques forts puisque l'eau est, par nature, un bien essentiel à la vie des populations et le bon assainissement des eaux usées est au cœur de nombreux enjeux en termes de santé publique.

Le Brésil, pays au cœur de notre étude, est un pays fédéral composé d'un district fédéral et de 26 États (*cf.* Figure 15), répartis en cinq régions administratives (Centre-Ouest, Nordeste, Nord, Sudeste, Sud)¹²¹. Le pouvoir exécutif est représenté par le président de la République qui est élu pour 4 ans. Le pouvoir législatif est séparé en deux chambres : la chambre des députés et le sénat fédéral. Les trois principales strates du pouvoir politique au Brésil sont alors : l'État fédéral, les États (*Unidade Federativa*) et les municipalités (*Municípios*)¹²².

Figure 15 : Divisions politico-administratives du Brésil représentant les régions¹²³ et les États brésiliens



Source : IBGE.

¹²¹ Cette configuration est inchangée depuis la scission en deux parties de l'État de Goiás en 1988. Le Sud de cet État reste dénommé Goiás, tandis que l'État de Tocantins est créé au Nord avec comme capitale la ville de Palmas.

¹²² Les municipalités sont très diverses dans leur taille (De Castro, 2007). À titre d'illustration, São Paulo est constituée de 11 253 503 habitants pour une superficie de 1 521,101 km² alors que dans l'État de Piauí la municipalité de Santo Antônio dos Milagres compte 2 059 habitants pour une superficie de 33,147 km².

¹²³ Au niveau du code couleur caractérisant les régions, on retrouve en vert le Nord, en orange le Nordeste, en rose le Centroeste, en jaune le Sudeste et en bleu le Sud.

Dans cette partie, l'étude de l'accès à l'eau et à l'assainissement se base sur l'enquête sur le budget des ménages réalisée par l'Institut Brésilien de Géographie et de statistique. Ces données sont utilisées pour l'analyse empirique de cette seconde partie. Les développements empiriques concernant le troisième chapitre mobilisent une analyse économétrique sur l'ensemble du Brésil. L'étude dans le chapitre 4 se focalise sur les deux régions du Brésil les moins développées : le Nord et le Nordeste. Les régions du Centre-Ouest, du Sud et du Sudeste ont connu un développement économique plus important et connaissent surtout des problèmes de pollutions des eaux que la base de données utilisée ne permet pas de capter directement.

Dans les deux chapitres de cette partie, nous présentons tout d'abord la situation sociale du Brésil, l'état de l'eau en tant que ressource et service dans ce pays et les politiques développées au regard de l'eau. Fort de cet état des lieux, une analyse économétrique est conduite pour identifier les déterminants socio-économiques et institutionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages brésiliens (chapitre 3). Suite à cette étude et pour mieux comprendre les inégalités environnementales existantes, nous proposons de les mesurer par différentes méthodes correspondant chacune à une des conceptions de la justice développées dans la première partie (chapitre 4).

Chapitre 3

**Déterminants individuels et institutionnels de l'accès à
l'eau et à l'assainissement au Brésil**

Table des matières du chapitre 3

| | |
|--|-----|
| Introduction du chapitre 3 | 145 |
| 1 Le territoire brésilien : de grandes disparités régionales..... | 147 |
| 1.1 Développements historiques différenciés des régions brésiliennes | 147 |
| 1.2 Le Brésil de nos jours : un pays aux contradictions sociales importantes | 151 |
| 2 L'eau au Brésil : enjeux actuels et politiques de gestion | 159 |
| 2.1 Disponibilités et usages concurrents de la ressource en eau au Brésil..... | 159 |
| 2.2 Accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil : des progrès mais des disparités persistantes 168 | |
| 2.3 Politiques d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil..... | 172 |
| 3 Analyse économétrique des déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil | 178 |
| 3.1 Déterminants traditionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement : une synthèse de la littérature empirique..... | 179 |
| 3.2 Base de données, variables et méthodes économétriques | 182 |
| 3.3 Résultats et interprétations | 189 |
| 3.4 Rôle des contextes étatiques sur l'accès à l'eau et à l'assainissement | 202 |
| 4 Conclusion du chapitre 3..... | 209 |

Introduction du chapitre 3

Si l'importance des enjeux environnementaux est particulièrement intuitive lorsque l'on se préoccupe du long terme et des générations futures, cette évidence s'estompe lorsque l'on s'intéresse à des problématiques intragénérationnelles. Cependant, Engelbrecht (2009) a montré que le capital naturel est hautement corrélé, de manière positive, au bien-être subjectif des générations présentes. La distribution des attributs environnementaux entre les vivants est donc une problématique centrale dans l'évaluation de leur bien-être et de leurs conditions de vie. Un attribut environnemental particulier, l'accès à l'eau et à l'assainissement, est considéré comme une cible du septième objectif du millénaire pour le développement, celui concernant la soutenabilité environnementale, au sein de la déclaration du millénaire de l'organisation des Nations Unies. Cet accès est évalué, par les organismes internationaux, à l'aide d'une mesure quantitative, celle du pourcentage de la population ayant un accès considéré comme « satisfaisant »¹²⁴. Cette mesure est utile pour percevoir les progrès dans l'accès à l'eau et à l'assainissement dans l'ensemble des pays du monde, mais elle ne permet pas de comprendre ce qui détermine le fait qu'un individu, dans un contexte donné, ait un accès à ces services. Pourtant, dans un objectif social, cette question est importante puisqu'elle permet de déterminer les éléments qui ont une influence sur l'accès à cette dimension spécifique de l'environnement et donc, potentiellement, de les modifier.

Notre analyse se concentre sur une application au contexte brésilien. Ce pays n'est pas caractérisé par une pauvreté économique et une rareté physique de l'eau dans l'ensemble de son territoire contrairement à ce qui peut exister dans d'autres contextes, notamment dans certaines régions d'Afrique. Ainsi, nous nous focalisons sur un pays où les différences d'accès sont surtout liées à des insuffisances en termes de politiques publiques et aux caractéristiques socioéconomiques des ménages plutôt qu'à une rareté physique de l'eau¹²⁵.

À partir de ce constat, ce chapitre est consacré à la question générale suivante : **quels sont les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement des ménages dans le contexte brésilien ?**

¹²⁴ Les accès à une source d'eau améliorée sont divers. Ils correspondent au fait d'avoir accès à une quantité suffisante par des installations allant d'une collecte des eaux de puits à une prise d'eau ménagère. Les installations d'assainissement améliorées vont de fosses simples protégées jusqu'aux toilettes avec chasse d'eau reliées aux égouts.

¹²⁵ La rareté physique est rarement la cause unique. En effet, comme l'a montré Sen (1981) à propos de la famine, les déterminants socio-économiques sont toujours prépondérants dans ce type de phénomène (Clément, 2009).

Pour y répondre, les caractéristiques des ménages sont nécessairement pertinentes. Par exemple, le revenu du ménage ou son niveau d'éducation ont probablement une influence sur la qualité de l'accès à ces services. Ce chapitre propose donc d'identifier les déterminants à cette échelle, en présentant la façon dont le ménage est inclus dans la politique d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil. Nous réalisons également une revue de la littérature à partir des travaux économétriques existant sur ce sujet et procédons à une analyse économétrique des déterminants dans le contexte brésilien à partir de l'enquête sur la consommation des ménages de l'Institut Brésilien de Géographie et de Statistique (IBGE).

Considéré comme un pays-continent, le Brésil présente des régions avec des situations sociales, mais aussi environnementales très disparates. Le Nord et le Nordeste sont deux régions pauvres contrairement aux trois autres, et en particulier au Sudeste. De même, une grande partie de la région Nord est recouverte par les forêts primaires de l'Amazonie avec des quantités d'eaux très élevées, tandis que, la région du Nordeste est connue pour son territoire semi-aride. La diversité de ces territoires, mais aussi l'autonomie ayant longtemps existé à l'échelle des États brésiliens, nous conduit à analyser, au-delà des déterminants à l'échelle des ménages, la façon dont des échelons supérieurs peuvent avoir une influence sur l'accès aux services concernés.

Dans cette optique, nous procéderons à trois développements. Dans une première section, nous décrirons les situations sociales, politiques et économiques différenciées au sein et entre les régions et les États brésiliens¹²⁶. En particulier, ce travail permet de comprendre la façon dont les différences entre les régions brésiliennes se sont développées et leur pertinence aujourd'hui. La seconde section s'articule autour de la présentation de la situation de l'eau au Brésil et des politiques associées. Cette section permet d'analyser la manière dont les situations environnementales des régions brésiliennes diffèrent au regard de l'eau et d'identifier les échelles territoriales auxquelles se rattachent les politiques de gestion de cette ressource et du service associé. Elle permet également de comprendre comment les ménages sont inclus dans ces politiques. En se basant sur une approche micro-économétrique, la dernière section analyse les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans le contexte brésilien. Cette section permet d'identifier le rôle des déterminants socioéconomiques à l'échelle du ménage dans l'accès à l'eau et à l'assainissement en les comparant aux résultats précédemment obtenus dans cette littérature. Dans cette même

¹²⁶ Pour une description des échelons administratifs brésiliens, voir l'introduction de la seconde partie.

section, une étude détaillée du rôle des États brésiliens dans l'accès différencié à ces services par l'utilisation de modèles multiniveaux est également conduite.

1 Le territoire brésilien : de grandes disparités régionales

L'objectif de cette première section est de montrer la diversité et au-delà les disparités de développement du territoire brésilien. Elle permet de montrer que la problématique de l'eau au Brésil ne peut se penser comme celle d'un territoire unifié et que de très grandes différences existent entre les ménages de ce pays. Pour comprendre la situation des régions brésiliennes, nous nous appuyons, dans un premier temps, sur la présentation du développement historique de ce pays (sous-section 1.1). Dans un second temps, nous analysons les disparités et spécificités régionales toujours présentes de nos jours (sous-section 1.2).

1.1 Développements historiques différenciés des régions brésiliennes

Bien qu'ayant conservé des frontières quasiment identiques depuis le début de son histoire (à partir de 1750), le Brésil n'est pas un tout unifié et a longtemps été considéré comme un amas de régions non connectées (Théry, 2012). Ce pays « continent » est très marqué par les développements successifs de ses régions, qu'ils soient basés sur l'agriculture, l'extraction de ressources ou l'industrie pour la période la plus récente. Chaque région a eu une période d'expansion basée sur des productions différentes. Le premier produit d'exportation de masse a été le *Pau* du Brésil, arbre dont le bois donnait une teinture rouge et était exporté vers l'Europe. Après cette première exportation précoce au XVI^e siècle basée sur la récolte de cet arbre très présent sur le littoral atlantique, la région du Nordeste a été la première à connaître un développement agricole avec le commerce du sucre, produit basé sur une main d'œuvre composée d'esclaves (jusqu'au milieu du XVIII^e siècle). Une agriculture vivrière pour nourrir la région produisant le sucre s'est développée dans deux sous-régions : *l'Agreste* et le *Sertão*. Théry (2012) qualifie ce développement de proto-industriel. Dans la même période, dans le Sud du Pays, les *Bandeirantes* (en français : hommes qui suivent un drapeau, une bannière) commencent à remonter vers l'intérieur des terres et à trouver des ressources nouvelles (minerais, or...).

À partir de l'indépendance brésilienne en 1822, deux régions restent sous-peuplées : le Sud et le Nord. Le Sud s'est peuplé avec une population migrante arrivant d'Europe, tandis que le Nord demeure une région d'exploration sans réelles implantations de population. Un nouveau

produit d'exportation est extrait de la cueillette dans cette région : le caoutchouc par les *seringueiros* (littéralement : saigneurs). Au cours du XIX^e siècle, le Nordeste reste la région centrale même si les productions changent : cacao et coton. Plus au Sud, les zones qui avaient connu un développement grâce à la canne à sucre se sont par la suite spécialisées dans la production de café. Cette production devient dominante et représente jusqu'à 90 % des exportations à cette époque. Elle a fourni les bases au développement industriel du Sudeste avec la présence sur place d'une main-d'œuvre qualifiée, de capitaux et d'un esprit d'entreprise. Ces développements déconnectés de chacune des régions jusqu'au début du XX^e siècle expliquent en partie les différents stades de développement qu'elles ont aujourd'hui atteints (Théry, 2012).

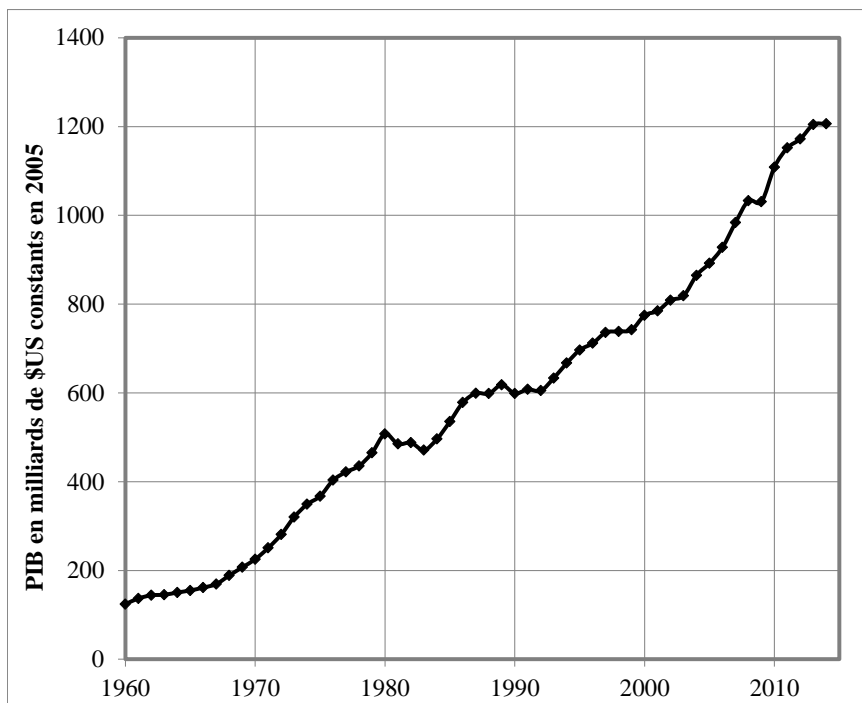
Au cours du XX^e siècle, le Brésil a été marqué par une instabilité politique forte avec la succession de plusieurs régimes portant différentes visions de l'intégration des régions et des États brésiliens. Ainsi, après l'ignorance mutuelle entre les régions, une volonté de centralisation s'est exprimée à partir des années 1930 avec le Gétuillisme porté par Getulio Vargas. Cette volonté de renforcer les pouvoirs centraux s'est poursuivie pendant le régime militaire (1964-1985). Sous ce régime, le rôle des États est fort et assure la provision des services publics. À partir de 1985¹²⁷, avec le retour de la démocratie, deux mouvements se mettent alors en place, une décentralisation progressive avec un rôle accru des municipalités et une privatisation de nombreux services.

La privatisation est notamment conduite pendant les mandats de Fernando Henrique Cardoso (1995-2003) et concerne une partie des services d'eau et d'assainissement (Droulers et Broggio, 2013). À partir de 2003, l'arrivée au pouvoir de Lula Inácio Lula da Silva, plus connu sous le nom de Lula, fait prendre un virage social au Brésil. Bien que très différentes des politiques sociales menées dans d'autres pays d'Amérique Latine (Venezuela, Bolivie), ce virage social s'est exprimé par différentes politiques publiques de transferts sociaux, comme la mise en place du programme *Bolsa Familia* (en français : bourse familiale) au sein du programme plus général *Fome Zero* (en français : Faim Zéro). Le programme *Bolsa Familia* propose une aide aux familles les plus démunies à condition que leurs enfants soient scolarisés et aient effectué leurs vaccinations obligatoires. L'arrivée au pouvoir de Dilma Rousseff en 2011, successeure désignée de Lula, s'est inscrite dans la poursuite de la politique

¹²⁷ La période entre 1985 et 1989 est une période de flou institutionnel dans l'attente de la constitution de la nouvelle République, validée en 1988. Cette longue période pour la mise en place d'une constitution s'explique en partie par la difficile cohabitation des partis au pouvoir et par la mort du président d'union Tancredo Neves.

menée par Lula et selon le souhait de celui-ci. Ces politiques de transferts permettent une certaine convergence des situations sociales des individus dans l'ensemble des régions du Brésil (Lustosa et Fauré, 2013).

Figure 16 : Évolution du PIB entre 1960 et 2014 au Brésil (en dollars américains constants de 2005)



Source : Auteur. Données : WDI (Banque mondiale, 2014).

Malgré l'instabilité des politiques publiques menées au Brésil, ce pays a connu, d'un point de vue économique, une croissance forte tout au long du XX^e siècle, comme l'illustre la Figure 16. Ce développement s'est appuyé sur une industrie en pleine expansion depuis la fin du XIX^e siècle¹²⁸. D'un point de vue régional, l'essor industriel a principalement favorisé le Sudeste et plus particulièrement São Paulo. Ce fait a conduit à un renforcement des inégalités régionales au fur et à mesure du développement brésilien par la concentration des activités à haute valeur ajoutée dans une seule région. Depuis les années 1950, l'État fédéral a mis en place des actions visant à inciter l'investissement industriel dans les autres régions du Brésil, notamment par le biais de la SUDENE au Nordeste (*Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste*)¹²⁹ censée fournir des financements pour le développement

¹²⁸ Pourtant, sous la domination portugaise, la volonté était de faire du territoire brésilien un producteur agricole plutôt qu'un producteur industriel ; la production industrielle étant même prohibée à partir de 1785. L'interdiction est tombée en 1808, mais l'essor industriel n'arrive qu'au début du XX^e siècle. C'est à la fin de cette période qu'une volonté politique apparaît avec notamment l'exposition universelle de 1908 (Théry, 2012).

¹²⁹ Créée en 1959, la SUDENE a été dissoute en 1999 suite à des affaires de corruption. Elle a tout de même été remise en place sous le nom de l'*Agência de desenvolvimento do Nordeste* (ADENE) en 2002. À partir de 2007, cette agence redevient la SUDENE. Pour plus de détails sur la création de l'agence, voir : Correia (1977). L'histoire plus récente est développée dans da Silva Filho (2009).

industriel de la région. Ce développement économique s'est accompagné d'une urbanisation forte tout au long du XX^e siècle et de manière quasiment identique dans toutes les régions du Brésil¹³⁰. Le monde rural n'en reste pas pour autant inactif puisque le Brésil est un des premiers producteurs mondiaux de matières premières agricoles : premier producteur de canne à sucre et second de soja derrière les États-Unis par exemple selon les statistiques de la *Food and Agriculture Organisation* (FAO)¹³¹. L'agriculture demeure associée à des configurations sociales et économiques très différentes suivant les régions. En effet, elle est très intensive dans le Sudeste et dans certaines parties de la région Centre-Ouest avec la présence d'un agrobusiness très développé alors qu'elle demeure familiale dans le Nordeste et est basée sur une conquête agricole du front pionnier dans la région Nord et dans la partie Nord du Centre-Ouest.

Le développement historique du Brésil en fait aujourd'hui une puissance émergente forte. Le Brésil est le plus grand pays d'Amérique Latine et le cinquième plus grand pays du monde. Son PIB est également le premier de la région, mais seulement le septième au niveau mondial. D'autres caractéristiques générales sur le Brésil sont synthétisées dans le Tableau 4¹³².

Tableau 4 : Caractéristiques générales du Brésil

| Caractéristiques générales du Brésil (Informations en 2014 – CIA – World Factbook) | |
|--|--|
| Population | 202 656 788 habitants |
| Taux de chômage | 5,4 % (FMI, 2013) |
| Superficie | 8 547 400 km ² |
| Monnaie | Real (2,36 real = \$1) |
| Présidente | Dilma Rousseff |
| IDH | 79 ^{ème} rang en 2013 (Malik, 2014) |
| Espérance de vie | 73 ans |
| PIB par hab. | \$15 200 |
| Salaire minimum légal | 600 réais environ en 2012 (Lustosa et Fauré, 2013) |
| Durée de l'allocation chômage | 3 mois |

¹³⁰ Il est à noter que la ville n'est pas définie uniquement sur un critère de taille au Brésil mais aussi sur un critère d'importance politique de la ville (Théry, 2012).

¹³¹ Voir <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>.

¹³² Pour plus de détails sur la situation économique actuelle du Brésil voir les développements de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE, 2012a, 2011a) et ceux également de Castilho et al. (2012).

Ce développement a toutefois laissé des héritages divers aux régions brésiliennes qui se répercutent aujourd'hui sur les configurations économiques et sociales de ces régions comme nous allons le voir dans la section suivante.

1.2 Le Brésil de nos jours : un pays aux contradictions sociales importantes

Le développement économique du Brésil fait écho au fort niveau d'inégalités qui le caractérise. En effet, ce pays présente un des niveaux d'inégalités les plus élevés au monde. Pour comprendre ces inégalités, nous montrons, tout d'abord, que le Brésil est traversé par de très fortes disparités entre les régions qui le composent (sous-section 1.2.1), puis, nous développons la situation des deux régions les plus pauvres du Brésil (sous-sections 1.2.2 et 1.2.3), avant de mettre en évidence l'existence d'inégalités au sein même des régions brésiliennes (sous-section 1.2.4).

1.2.1 *Disparités sociales, démographiques et économiques au Brésil*

Au-delà du niveau de PIB par habitant moyen, la présentation du PIB par habitant au niveau régional permet d'observer des niveaux de vie très disparates entre les régions. Comme l'illustre le Tableau 5, deux groupes peuvent être distingués avec des PIB par habitant d'environ 20 000 R\$ dans les régions du Sud, du Sudeste et du Centre-Ouest et des PIB par habitant proches de 10 000 R\$ dans les régions du Nord et du Nordeste.

Tableau 5 : Caractéristiques des régions brésiliennes

| | Brasil | Nord | Nordeste | Sudeste | Sud | Centre-Ouest |
|--------------------------------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|--------------|
| Population (en millions d'hab.) | 191 | 15,8 | 53,1 | 80,4 | 27,3 | 14,1 |
| Taux d'urbanisation (%) | 84,36 | 73,53 | 73,13 | 92,95 | 84,93 | 88,8 |
| PIB/hab (R\$) | 16 917,66 | 10 625,79 | 8 167,75 | 22 147,22 | 19 324,64 | 22 364,63 |
| Taux d'alphabétisation (%) | 89,08 | 85,58 | 80,18 | 93,47 | 93,8 | 91,62 |
| Densité démo. (hab/km ²) | 22,43 | 4,12 | 34,15 | 86,92 | 48,58 | 8,75 |

Source : IBGE (2010).

Ces différences se retrouvent également sur des aspects sociaux et démographiques. Par exemple, le taux d'alphabétisation est relativement élevé au Brésil avec une moyenne de 89 % sur l'ensemble de son territoire, mais demeure plus faible dans les régions Nord et Nordeste. De même, d'un point de vue démographique, bien que le Brésil soit le pays le plus urbanisé parmi les BRICS¹³³, les deux régions du Nord et du Nordeste sont celles qui ont les taux d'urbanisation les plus faibles dans ce pays (*cf.* Tableau 6).

¹³³ Les BRICS regroupent le Brésil, la Russie, l'Inde, la Chine et l'Afrique du Sud.

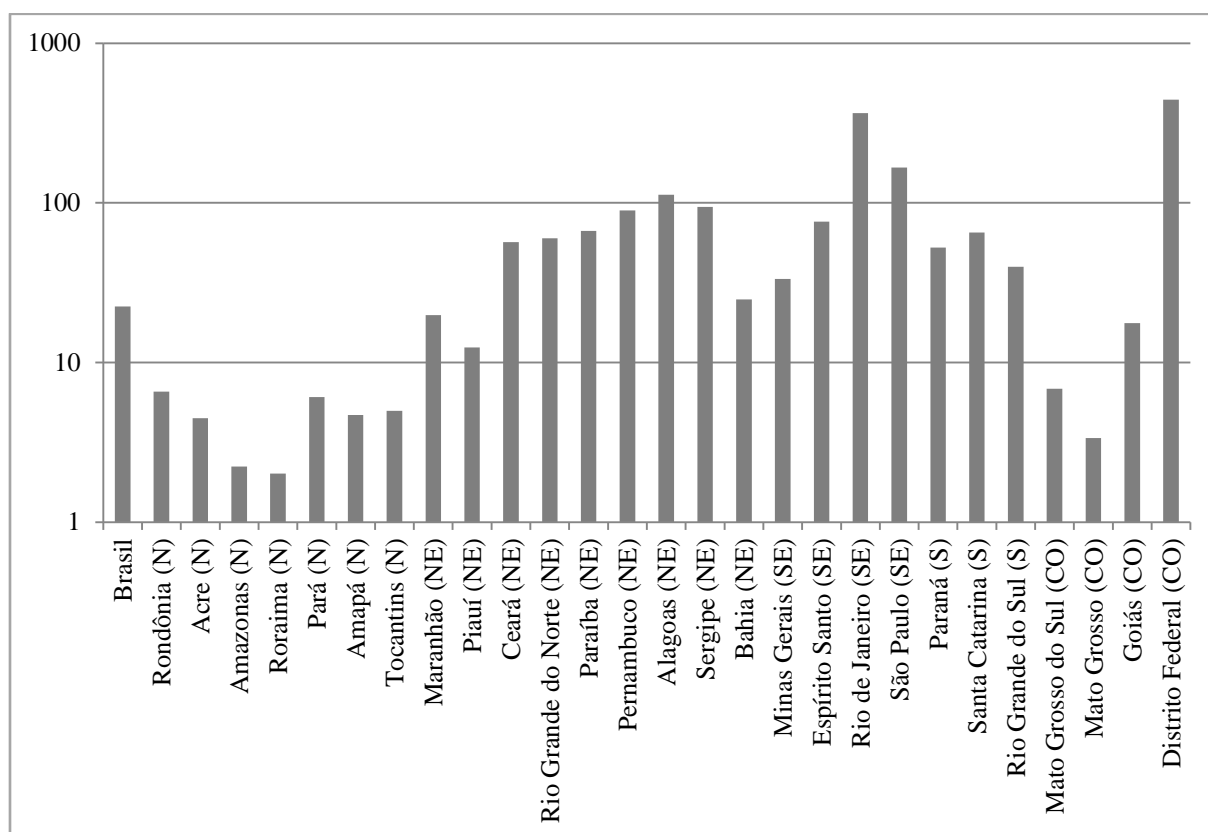
Tableau 6 : Taux d'urbanisation dans les BRICS en 2010

| Pays | Brésil | Chine | Inde | Russie | Afrique du Sud |
|-------------------------|--------|-------|------|--------|----------------|
| Taux d'urbanisation (%) | 84,6 | 50,5 | 31,3 | 73,8 | 62,0 |

Source : extrait de Banque mondiale (2014).

Ce taux d'urbanisation élevé au Brésil ne doit pas cacher de très grandes différences de densité démographique entre régions. Par exemple, la région amazonienne est très peu dense avec 4 habitants par km² en moyenne dans la région Nord et 8,74 habitants par km² en moyenne dans la région Centre-Ouest. À l'échelle des États, cette différence de densité démographique est d'autant plus visible. Ainsi, les États au sein des régions Nord et Nordeste ont des niveaux de densité démographique très différents allant de 2 habitants au km² dans l'État de Roraima à 112,3 habitants au km² dans l'État d'Alagoas (Figure 17).

Figure 17 : Densité de population au sein des États brésiliens (en hab/km² : échelle logarithmique)

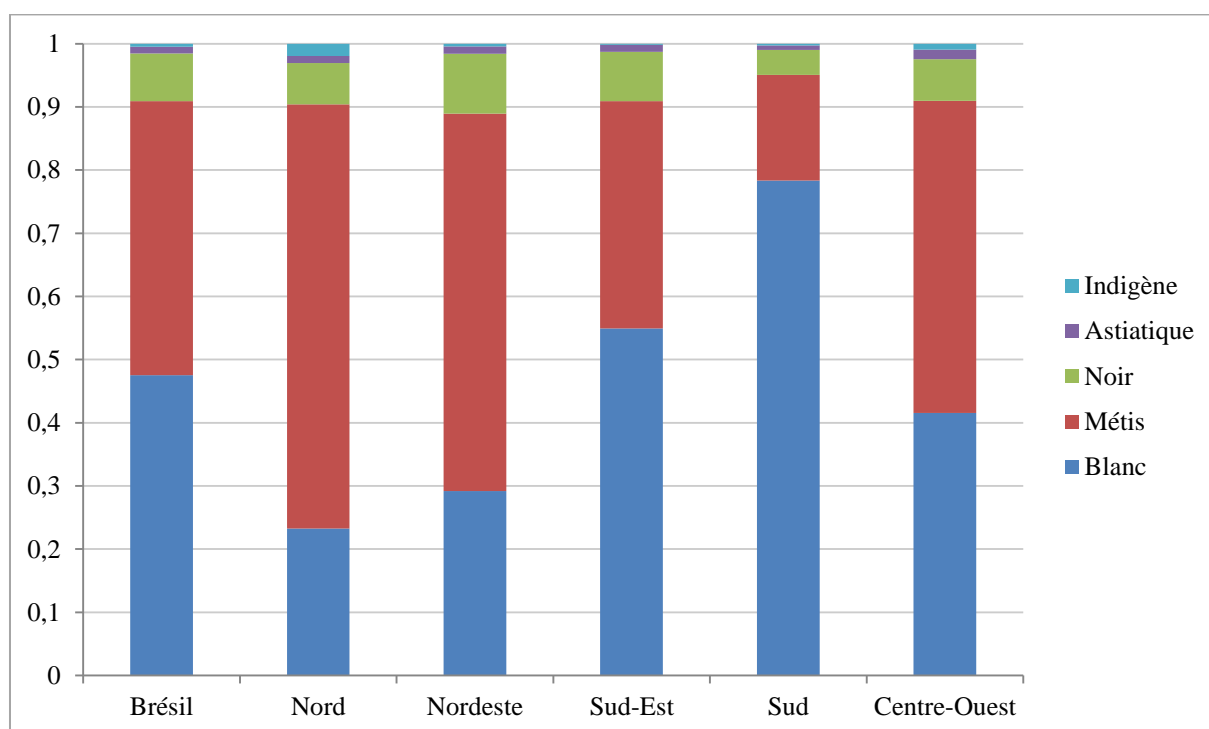


Source : Graphique par l'auteur. Données : IBGE (2010). État (région).

L'ethnicité et la pauvreté, thématiques au centre de la justice environnementale (Pulido, 2000) sont aussi réparties inégalement au Brésil. En effet, les différences historiques entre les régions ont conduit à différents profils en termes de représentation ethnique (Figure 18). Les populations ayant une couleur de peau blanche sont beaucoup plus nombreuses dans les régions du Sud, du Centre-Ouest et du Sudeste. Néanmoins, la couleur de peau est souvent considérée comme peu stigmatisante au Brésil et comme n'étant pas source d'un racisme

particulier (Théry, 2012). Cette affirmation est de plus en plus remise en cause par les travaux sociologiques récents qui montrent un processus d'exclusion lié à la couleur de peau. En particulier, ces travaux révèlent l'existence d'un accaparement du pouvoir par les populations ayant une couleur de peau « claire ». Le métissage, beaucoup plus présent au Brésil qu'aux États-Unis, a semble-t-il longtemps caché cette réalité, et est pour cette raison présenté comme contre-productif puisque n'incitant pas les pouvoirs publics à agir (Telles, 2004). Cette dimension est donc pertinente pour notre analyse et sera intégrée parmi les déterminants potentiels de l'accès à l'eau et à l'assainissement à l'échelle du ménage.

Figure 18 : Couleur de peau et ethnicité dans les régions brésiliennes



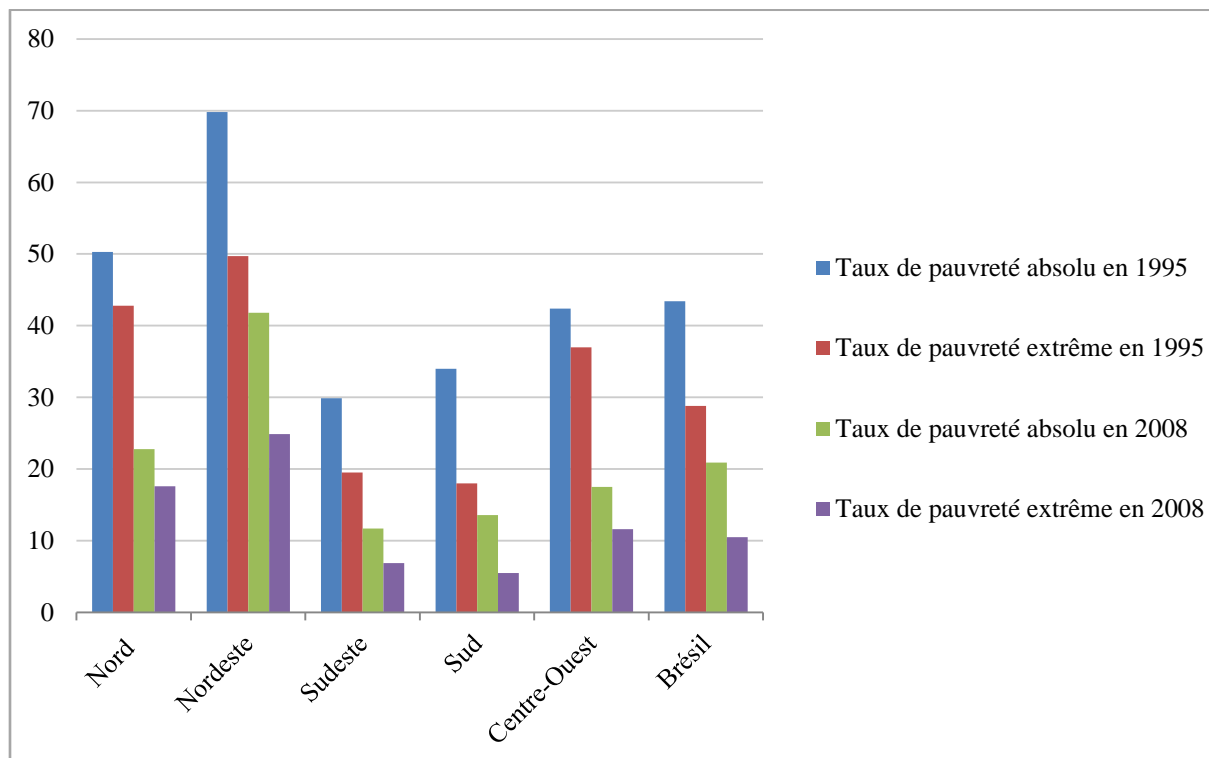
Source : Graphique par l'auteur. Données : IBGE (2010)¹³⁴.

Les taux de pauvreté sont également plus élevés dans les régions Nord et Nordeste (Figure 19), la population du Nordeste étant particulièrement pauvre. Ces niveaux de pauvreté ont tout de même fortement chuté entre 1995 et 2008. À titre d'illustration, pour le Nordeste, 41,8% de la population était sous le seuil de pauvreté extrême¹³⁵ en 1995 contre 24,9% en 2008.

¹³⁴ Les statistiques sur les couleurs de peau et l'ethnicité sont courantes au Brésil. Nous avons choisi de conserver les expressions en brésilien puisqu'elles correspondent à une déclaration du chef de ménage concernant sa couleur de peau.

¹³⁵ Familles disposant de revenus inférieurs au quart du salaire minimum.

Figure 19 : Taux de pauvreté absolus et relatifs en 1995 et 2008 au Brésil



Source : Mesure élaborée par l'Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2010). Données : PNAD – 1992-2013 (IBGE, 2013).

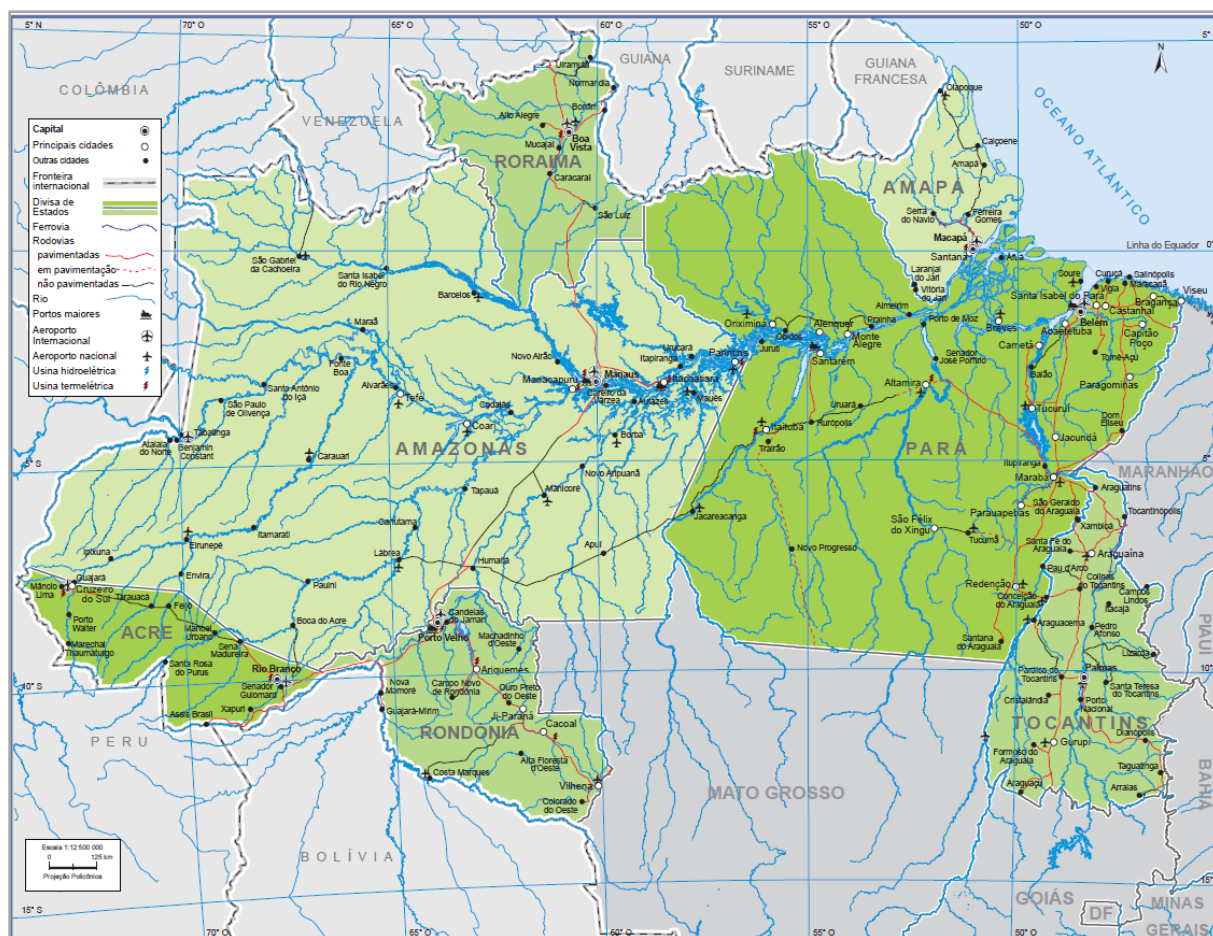
À partir de ces statistiques descriptives, nous voyons que le Nord et le Nordeste sont les régions les plus pauvres du Brésil, mais qu'elles demeurent tout de même relativement différentes l'une de l'autre. Historiquement, la région Nord a été considérée comme la région offrant le plus d'opportunités au Brésil et donc comme la région « solution » alors que la région du Nordeste a de son côté été identifiée comme la région ayant le plus de problèmes sociaux et donc comme une région « problème » que la migration dans le Nord pouvait endiguer. Ces antagonismes ne doivent pas masquer les difficultés de développement que ces deux régions connaissent toujours. En effet, le Nord est fortement pénalisé économiquement par son étendue et la présence de la région amazonienne, tandis que le Nordeste subit encore les conséquences de son histoire et de sa dépendance au Sudeste, tout comme la difficulté de son climat semi-aride (Théry, 2012). Pour mieux comprendre ces deux contextes particuliers, nous développons de manière plus détaillée les caractéristiques de ces deux régions.

1.2.2 Le Nord : la région « solution »

La région Nord représente un espace immense (64 % du territoire brésilien), mais uniquement 16% de la population brésilienne et 15% du PIB total (Théry, 2012). Le Nord est particulièrement reconnu comme un front pionnier, c'est-à-dire un territoire en cours de défrichage pour l'augmentation des surfaces cultivées. Cette région est une réserve

importante de minerais et de cueillette, conduisant à un contexte d'expansion qui a longtemps semblé illimité. Le défrichement permet également la mise en place de cultures agricoles extensives et non durables, un nouveau défrichement étant possible dès que la terre précédente est épuisée (Droulers et Broggio, 2013). Pour ces raisons, cette région a longtemps été considérée comme une solution pour les problèmes vécus dans la région du Nordeste notamment grâce à la possibilité de migrer dans des espaces naturellement riches et vierges.

Figure 20 : Carte de la région Nord



Source : Site web de l'IBGE (ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/fisico/regionais/norte_fisico.pdf).

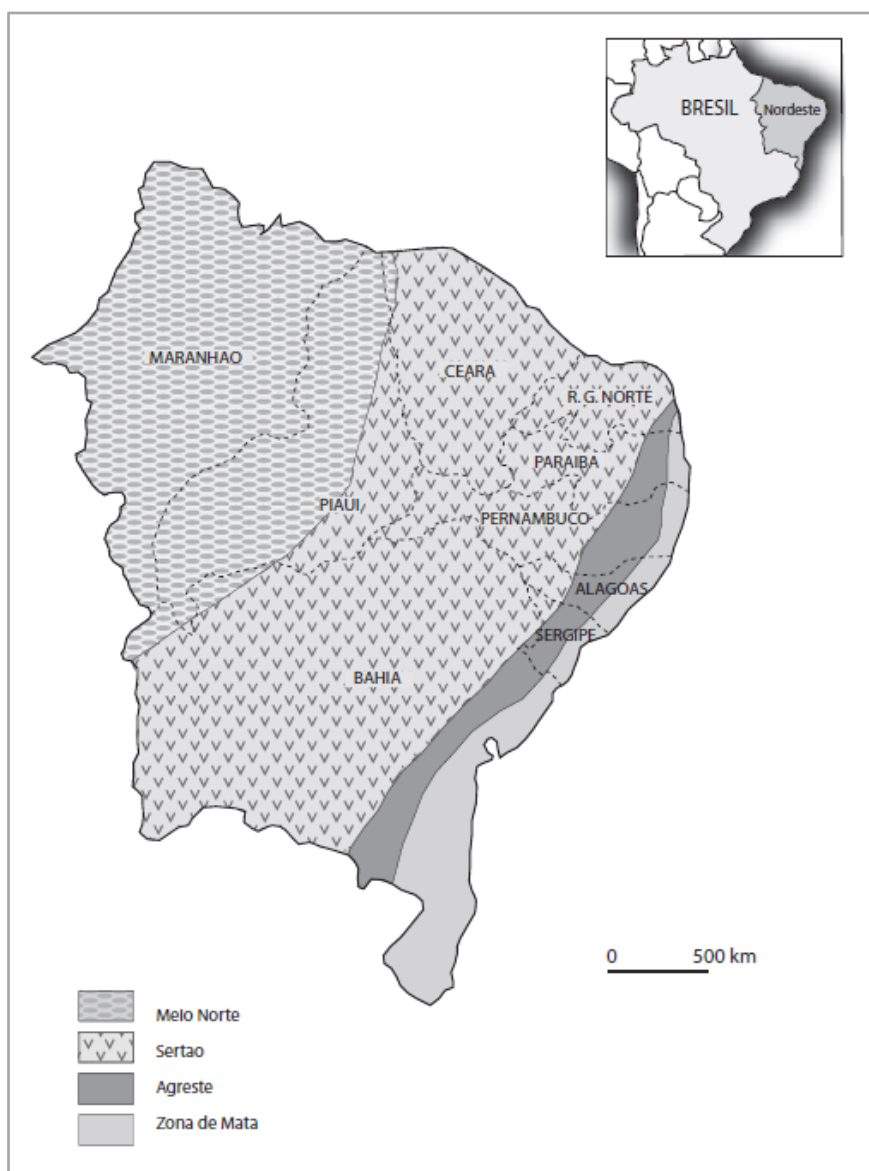
Les différents États de la région Nord ne sont pas tous concernés par ce front pionnier qui se développe principalement dans les États du Pará et de Rondônia (Voir Figure 20). Le Mato Grosso, État du Centre-Ouest, et plus marginalement le Maranhão nordestin sont aussi traversés par ce front pionnier. Le Tocantins est le seul État de la région Nord à n'être que très peu concerné par les spécificités écologiques de l'Amazonie. Cet État est une zone de transition entre la forêt amazonienne et la région du Sertão Nordestin. Comme dans le reste du Brésil, l'habitat est majoritairement urbain, avec une densité extrêmement faible dans les zones rurales, les habitations se développant le long des routes et des rivières. En particulier,

la route ouverte dans l'État du Rondônia jusqu'à Porto Velho a conduit au fort développement de cet État.

1.2.3 Le Nordeste : quatre grands écosystèmes marqués par leur Histoire

De son côté, le Nordeste est composé de quatre écosystèmes différents qui y structurent l'espace comme le présente la Figure 21. Très marqué par ces délimitations naturelles, les problèmes du Nordeste se cristallisent particulièrement dans la région semi-aride du Sertão. L'attention politique s'est donc concentrée sur les sécheresses connues par cette région et faisant de nombreuses victimes ; nommées les *flagelados*. Cette sous-région, bien que subissant cette réalité climatique, n'est pas la seule à connaître des problèmes sociaux.

Figure 21 : Écosystèmes nordestins



Source : Dantas (2009, p. 139).

Le Nordeste demeure une poche de pauvreté alors qu'elle représentait le principal pôle du cycle du sucre brésilien. La région de la Mata était alors la région de production sucrière tandis que le Sertão et l'Agreste étaient les zones de production agricole vivrière (Dantas, 2009). Cette période d'enrichissement n'a pas permis d'asseoir de manière pérenne une dynamique économique après la culture sucrière. La configuration institutionnelle de cette région, avec un poids politique fort des éleveurs dans le Sertão et des cotonniers, ainsi que la structure de l'industrie sucrière basée sur la main-d'œuvre des esclaves, n'a pas permis à cette région un développement semblable aux autres. La région a également souffert du poids politique de São Paulo dans les décisions macroéconomiques qui n'étaient pas à l'avantage du Nordeste et bloquaient son développement industriel. Ainsi, à la fin de cette période, les trois quarts des revenus issus du sucre ont disparu et aucune autre activité n'est venue remplacer ce secteur (Théry, 2012).

Face aux difficultés de la région nordestine, de nombreux plans de développements ont été élaborés au cours de son histoire, avec notamment le développement de la SUDENE à partir de 1959. Les budgets réels de la SUDENE ont toujours été très inférieurs aux prévisions (Théry, 2012). En complément, à partir de la *séca* (sécheresse) de 1970, un **Projet d'Intégration Nationale** promouvant la construction d'une route transamazonienne a été mis en œuvre, l'émigration vers le Nord étant présentée comme la solution. *In fine*, la création de ce projet¹³⁶ a conduit à la diminution des fonds attribués à SUDENE. Pour certains auteurs tels que De Castro (1996), l'élite agraire Nordestine a cherché à obtenir un statu quo dans la région en utilisant le cadre symbolique de pauvreté favorisant l'élite en place. Néanmoins, certaines pistes de développement existent dans le Nordeste et une autre image se greffe progressivement, notamment par l'émergence de l'agrobusiness et du tourisme (Dantas, 2009).

Beaucoup de transferts sociaux vers le Nordeste persistent, cette région recevant par exemple plus de 50% des ressources associées au programme *Bolsa Família* (Lustosa et Fauré, 2013). La question du développement de cette région pose, de manière plus prégnante, la question des inégalités plutôt que celle de la pauvreté de la population dans son ensemble, notamment avec le développement récent d'un agrobusiness bénéficiant à une partie restreinte de la population. En effet, les inégalités dans le Nordeste sont les plus élevées du pays caractérisées par un indice de Gini de 0,555 (voir Tableau 7). Ainsi, au-delà des pluralités et disparités

¹³⁶ Plusieurs autres programmes, dont **Proterra** en 1971 pour soutenir l'économie rurale du Nord et du Nordeste et **Provale** en 1972, ont également participé à ce phénomène.

régionales, les inégalités au sein de chaque région sont également particulièrement élevées au Brésil.

1.2.4 Les inégalités au Brésil : au-delà des inégalités régionales

Les disparités entre les régions brésiliennes ne doivent pas cacher l'existence d'inégalités économiques au sein de chaque région. Le Sudeste, le plus riche, est par exemple très marqué par des favelas immenses. Ceci est tout particulièrement vrai à Rio de Janeiro où les quartiers riches côtoient les favelas au plein cœur de la ville (Gonçalves, 2010). En totalisant les inégalités inter et intra-régionales, le Brésil est un pays très inégalitaire comme le montrent les chiffres ci-dessous (Tableau 7).

Tableau 7 : Indices de Gini par région administrative

| Régions | Brésil | Nord | Nordeste | Sudeste | Sud | Centre-Ouest |
|--------------------------|--------|-------|----------|---------|------|--------------|
| Inégalités (Gini) | 0,536 | 0,543 | 0,555 | 0,517 | 0,48 | 0,546 |

Source : IBGE (2010).

En plus des inégalités entre les régions, les inégalités intra-régionales sont également élevées. Néanmoins, les inégalités diminuent depuis la fin des années 1990 au Brésil. En effet, malgré une polémique concernant la mesure des inégalités au Brésil, cette diminution semble être confirmée par les travaux les plus récents (Paes de Barros et al., 2007)¹³⁷. Les causes de cette évolution sont multiples et proviennent en partie des politiques mises en place par les travaillistes depuis leur arrivée au pouvoir (*Bolsa familia*, par exemple). D'autres facteurs explicatifs peuvent être mentionnés comme la baisse du taux d'inflation, la diminution des inégalités régionales ou encore la désindustrialisation relative du Brésil sur la période récente et le mouvement conjoint vers une économie moins intense en capital (Gaulard, 2012).

Dans cette section, nous avons développé une présentation du contexte brésilien permettant d'identifier la très forte diversité de son territoire. En particulier, nous avons montré que ce pays était traversé d'inégalités inter- et intra-régionales fortes qui se sont construites au cours de son histoire. Parmi les enjeux environnementaux, les services de base (accès à l'eau, à l'assainissement, mais aussi le retrait des ordures ménagères) sont considérés comme des dimensions importantes pour l'inclusion sociale des populations. En effet, les problématiques associées à la mauvaise gestion des services d'eau et d'assainissement peuvent conduire à un entremêlement de problèmes sociaux et environnementaux. Du côté des pollutions, les

¹³⁷ Une critique existait dans des travaux plus anciens face à l'oubli des revenus financiers dans les calculs des indices de Gini, revenus financiers qui auraient pris une part plus importante depuis la fin des années 1990 (Pochmann, 2010).

problèmes d'assainissement au Brésil ont des conséquences sur la santé humaine et sur la qualité des milieux naturels. De même, les problèmes d'accès à l'eau ne sont pas résolus, notamment dans la région semi-aride du Nordeste, et ont des conséquences sur la vie des ménages. En partant de ce constat, nous proposons d'étudier, dans la suite de ce chapitre, la situation brésilienne concernant l'accès à ces services. Une présentation du contexte institutionnel de la gestion de l'eau permettra une meilleure identification de ce qui peut déterminer le fait d'avoir un bon accès aux services d'eau et d'assainissement dans ce pays.

2 L'eau au Brésil : enjeux actuels et politiques de gestion

Dans cette section, nous analysons les enjeux et les politiques de gestion de l'eau mises en place au Brésil. Dans la première sous-section, nous étudions les problématiques propres à l'eau en tant que ressource. Dans la sous-section 2.2, nous développons les caractéristiques de l'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages dans ce pays, avant de caractériser les politiques de gestion associées (sous-section 2.3).

2.1 Disponibilités et usages concurrents de la ressource en eau au Brésil

Au Brésil, les textes juridiques régissant la gestion des eaux brutes (eau en tant que ressources) sont différents de ceux propres aux services d'eau fournis pour les populations. La loi propre à la gestion de la ressource en eau au Brésil est la *lei das águas* n° 9.433 du 8 janvier 1997. Cette loi définit 12 régions hydrographiques comme le niveau clé pour la gestion des eaux brutes au Brésil. La division du Brésil en régions hydrographiques est illustrée par la Figure 22.

Figure 22 : Régions hydrographiques au Brésil



Source : site web du CNRH (http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=74).

2.1.1 Gestion des ressources en eau au Brésil : un cadre politique à plusieurs niveaux

La loi sur l'eau brésilienne a conduit à la création de neuf organismes cohabitant pour la gestion de l'eau à trois niveaux géographiques différents : fédéral, étatique et celui du bassin versant (ANA, 2013).

Au niveau **national**, le Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, conseil national des ressources en eau en français) est l'instance délibérative pour la gestion des ressources en eau. Le secrétariat exécutif de la gestion de l'eau au Brésil est assuré par le Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHU, secrétariat des ressources hydriques et de l'environnement urbain en français) et par le Ministério do Meio Ambiente (MMA, ministère de l'environnement en français). La mise en place de la politique de l'eau en tant que ressource est gérée par l'Agencia Nacional de Águas (ANA, en français agence nationale de l'eau) dont l'action est définie par la *lei n°9.984* du 17 juillet 2000. Cette agence est responsable de la fonction de régulation de l'utilisation des eaux brutes à l'échelle fédérale. Elle est aussi responsable de la coordination lors de la mise en place de la *Política Nacional*

de Recursos Hídricos (PNRH, en français politique nationale des ressources en eau)¹³⁸. Cette politique a pour objectif de garantir la gestion démocratique et décentralisée des ressources en eau. La gestion de la ressource en eau interagit avec la gestion de l'eau potable. En effet, l'ANA agit sur l'allocation des droits d'utilisation de la ressource nécessaire à la fourniture d'eau potable. L'ANA est aussi responsable des actions permettant de limiter la pollution des eaux et notamment intervient dans l'organisation de la gestion des eaux usées.

Au niveau de chaque **État** à l'image du fonctionnement fédéral, trois entités sont en charge de la gestion des eaux sur le même fonctionnement qu'au niveau national. Le *Conselho Estadual de Recursos Hídricos* (CERH, conseil étatique des ressources hydriques en français) a la responsabilité administrative et le gouvernement de l'État joue le rôle de secrétariat exécutif. Chaque État possède également un organe de gestion : *Órgãos gestores de recursos hídricos* (organismes de gestion des ressources hydriques en français).

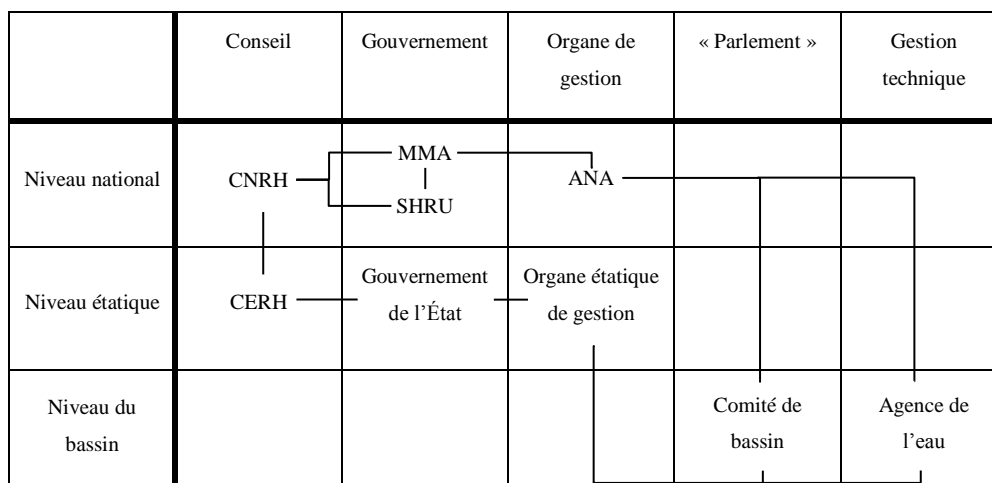
Enfin, une gestion à l'échelle du **bassin versant** est réalisée par des comités de bassin et des agences de l'eau¹³⁹. Les comités de bassin permettent la gestion au plus proche des usagers et du territoire en mettant en place de manière décentralisée et participative les instruments techniques, et en permettant la résolution des conflits et la gestion des usages multiples de l'eau. En 2012, 25% du territoire est concerné par ces comités. Les agences de l'eau apportent un soutien technique et exécutif à ces comités. La gestion de la ressource en eau au Brésil est donc basée sur la considération de bassins hydrographiques comme le recommande le Réseau International des Organismes de Bassin (RIOB). Cette gestion permet la prise en compte d'un territoire dont toutes les eaux aboutissent à un même exutoire (cours d'eau, mer). Cette strate est donc intéressante d'un point de vue hydrologique mais oblige souvent un dialogue entre des territoires n'ayant pas de construction politique commune. En effet, l'existence d'une trajectoire particulière des eaux sur un territoire n'entraîne pas de manière automatique l'existence d'une communauté d'intérêt politique comme le mettent en évidence Latour et Le Bourhis (1995) pour le cas français.

Au final, la stratification politico-administrative est représentée dans la Figure 23 et forme le système national de gestion de la ressource en eau (*Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos*).

¹³⁸ « ...implement the national water policy by carrying out regulatory functions (water rights administration) and executive functions (such as development and operation of the national water resource information system) » (World Bank, 2003, p. 511).

¹³⁹ Pour une description détaillée des différents organismes et de leurs rôles, voir ANA (2013).

Figure 23 : Système national de gestion de la ressource hydrique au Brésil



Source : repris et traduit à partir de : ANA (2013). Les traits représentent les liens institutionnels entre les organismes.

Un cadre politique très complexe est donc en place pour la gestion de l'eau brute au Brésil¹⁴⁰. À cette stratification s'ajoute souvent une mauvaise définition des pouvoirs des différentes structures. De plus, la politique de gestion des eaux brutes doit interagir avec des acteurs, privés ou publics intervenant à l'échelle municipale, qui portent la gestion de la distribution de l'eau aux ménages et de l'assainissement. Ce cadre politique fait face à une répartition de l'eau très différenciée qui oblige à penser une diversité de politiques publiques dans un même cadre général national.

2.1.2 Répartition de l'eau au Brésil avec une région particulièrement déficitaire : le Nordeste semi-aride

La répartition de l'eau au Brésil est à l'heure actuelle très inégale comme l'illustre le Tableau 8. L'Amazonie, région la moins densément peuplée, compte les ressources en eau les plus abondantes (73,6%). À l'opposé, une partie du Nordeste est considérée comme semi-aride. Hormis la vallée du *São Francisco*, peu de fleuves permanents se trouvent dans cette région du Brésil qui est donc principalement parcourue par des rivières temporaires.

¹⁴⁰ Sur la complexité du système de gestion de l'eau au Brésil, voir également l'ouvrage de Abers et Keck (2013). Cet ouvrage présente une étude suivie de la mise en place de 16 comités de bassin versant au Brésil. Il présente l'émergence de ces comités de bassin, et essaie de décrire les conditions dans lesquels certains comités sont devenus des espaces politiques clés dans la gestion de la politique de l'eau sur le territoire concerné.

Tableau 8 : Eau de surface au Brésil en km³/année et en pourcentage

| Régions hydrographiques | Eau de surface (km ³ /année) | Pourcentage du total (%) |
|------------------------------------|---|--------------------------|
| Amazone | 4167,3 | 73,6 |
| Tocantins - Araguaia | 435,2 | 7,7 |
| San Francisco | 89,7 | 1,6 |
| Nordeste atlantique – Partie Ouest | 82,3 | 1,4 |
| Nordeste atlantique – Partie Est | 24,4 | 0,4 |
| Parnaíba | 24,2 | 0,4 |
| Atlantique Est | 46,8 | 0,8 |
| Atlantique Sud-Est | 99,7 | 1,8 |
| Atlantique Sud | 127,9 | 2,3 |
| Rivière Plata : | | |
| Paraná | 359,9 | 6,4 |
| Paraguay | 74,4 | 1,3 |
| Uruguay | 129,4 | 2,3 |
| Total | 5661,2 | 100 |

Source : ANA (2009).

La disponibilité de la ressource en eau au Brésil est réellement problématique dans la seule région du Nordeste, et plus particulièrement dans le périmètre dénommé « *poligono das secas* » (polygone des sécheresses en français). Cette zone, recouvrant aujourd'hui 969 589 km² (Cirilo, 2008), est une construction politique basée sur une rareté de l'eau dans la région. Elle correspond principalement à la zone géographique du Sertão. Sa première délimitation a été proposée en 1936 avec un périmètre de 620 000 km² (Théry, 2012). Ce périmètre a été réévalué plusieurs fois pour atteindre 969 589 km² à partir des estimations faites en 2005. Cette nouvelle délimitation est connue sous l'appellation *Nova Delimitação do Semi-arido brasileiro* (Nouvelle délimitation du semi-aride brésilien en français) et a été réalisée par un groupe de travail interministériel. Contrairement aux travaux précédents qui se basaient uniquement sur un critère de pluviométrie annuelle moyenne, la nouvelle zone est définie par trois attributs techniques distincts¹⁴¹ (Ministério da Integração Nacional et Câmara dos deputados, 2007) :

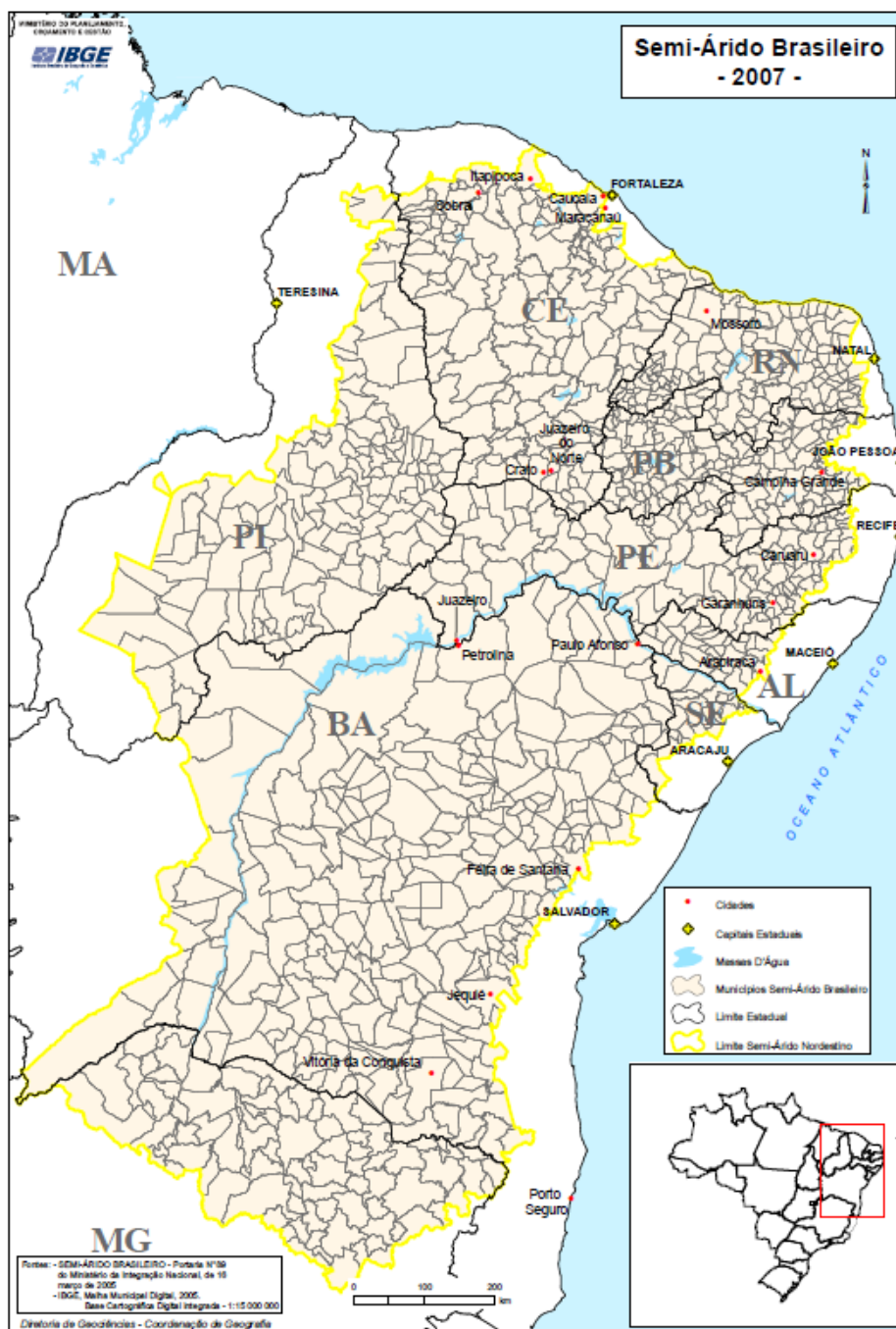
- des précipitations moyennes annuelles inférieures à 800 mm ;

¹⁴¹ Pour de plus amples détails sur les critères choisis, voir Ministério da Integração Nacional et Câmara dos deputados (2007) ou Cirilo (2008) se basant sur le travail initial suivant : Ministério do meio ambiente - Secretaria de recursos hídricos (2005).

- un indice d'aridité jusqu'à 0,5 (calculé à partir de la balance hydrique entre pluviométrie et évapotranspiration potentielle sur la période de 1961 à 1990) ;
- un risque de sécheresse supérieure à 60%.

L'ensemble des États du Nordeste, ainsi que l'État du Minas Géraux dans la région Nordeste pour 17% de sa superficie, sont concernés par cette délimitation. Néanmoins, les différents États du Nordeste ne sont pas couverts par cette délimitation sur une même proportion de leur territoire, comme l'illustre la Figure 24.

Figure 24 : Carte du polygone des sécheresses

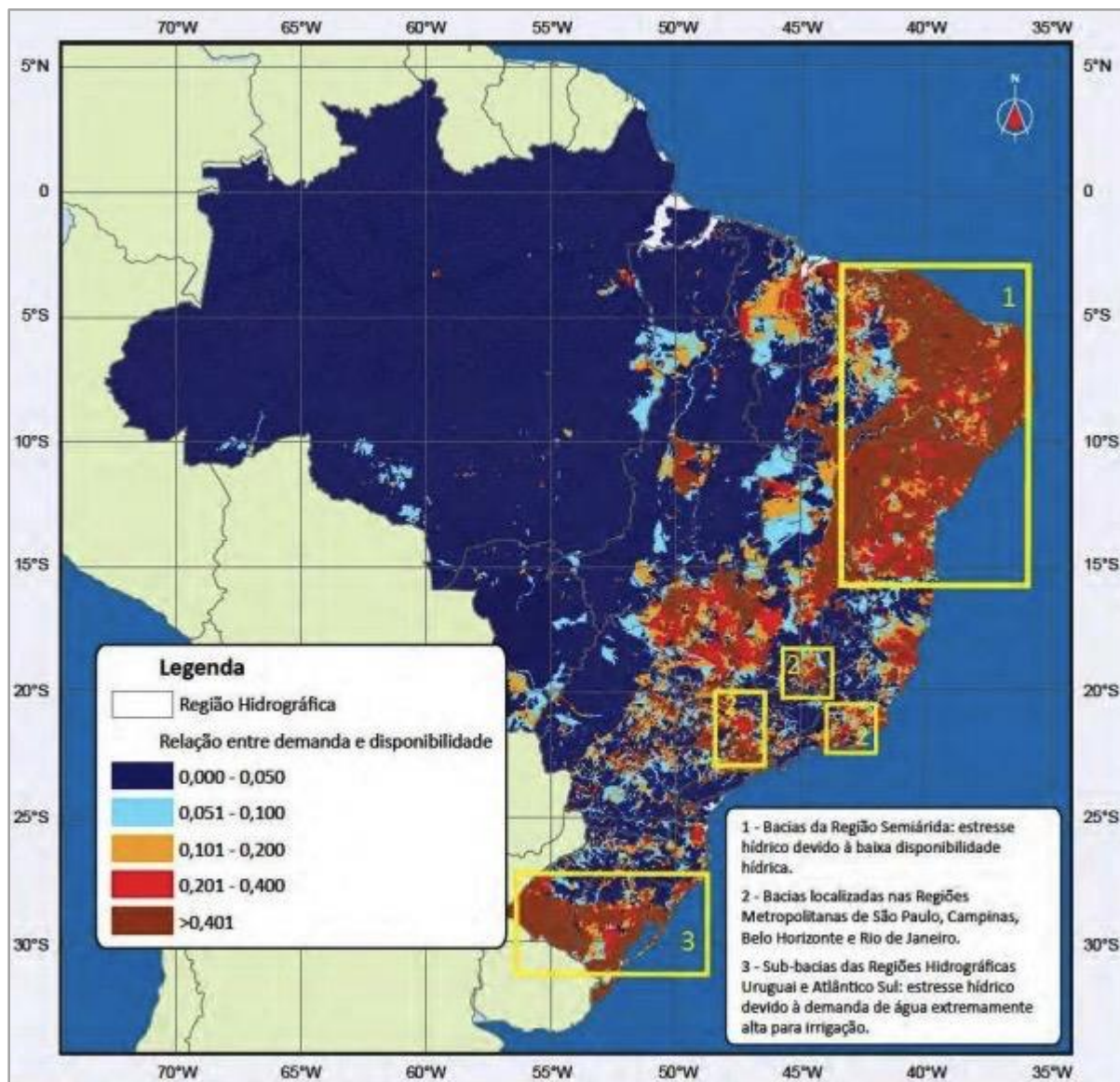


Source : site web de l'IBGE (ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_territorial/semi_arido/semi_arido_brasileiro.pdf).

La délimitation politique du *poligono das secas*, renvoyant une image négative de la région, est analysée par certains auteurs comme une naturalisation de la réalité socio-économique locale pour obtenir des aides et des financements du gouvernement central (Dantas, 2009). Se basant sur les travaux élaborés par De Castro (1996), l'auteur nous explique que : « l'oligarchie du Nordeste a su tirer profit d'un discours à caractère déterministe pour s'inscrire dans un modèle de constitution d'un État national » (Dantas, 2009, p. 142). Cette politique ne permettrait donc pas, d'après l'auteur, une émancipation de la région, mais la maintiendrait continuellement sous perfusion des aides fédérales et sous l'influence du Sudeste. Au-delà de ces aides, des travaux d'envergure sont aujourd'hui remis à l'ordre du jour pour apporter l'eau qu'il manque à la région du Sertão. Envisagé depuis la dictature, le projet de détournement du fleuve São Francisco a été repris par le président Lula en 2005, originaire de cette région (Caubet et al., 2004). La mise en service de ce projet permettrait de transporter de l'eau jusqu'à 390 municipalités du Nordeste et, ainsi, de résoudre certaines difficultés propres à l'aridité du Sertão. Ce projet permettrait un accès à l'eau, mais n'est pas couplé nécessairement avec l'amélioration de l'accès à l'assainissement.

La région du Sertão représente la principale zone de manque d'eau de surface pour permettre aux différents usages de s'exercer. Cette réalité peut être capturée par l'étude de la relation entre offre et demande en eau dans les différentes régions du Brésil comme le présente la carte de la Figure 25. Les autres territoires ayant des problèmes d'adéquation entre offre et demande en eau sont caractérisés par des demandes très élevées comme dans le cas des villes du Sudeste et dans le cas de vastes territoires irrigués dans la région Sud.

Figure 25 : Relation entre demande et disponibilité en eau au Brésil en 2010



Source : ANA (2013, p. 145).

2.1.3 Usages concurrents des ressources en eau au Brésil : conflits et pollutions

D'un point de vue quantitatif, les usages de l'eau au Brésil se sont répartis en 2010 comme suit : 60 % des prélèvements servent à l'agriculture (54% pour l'irrigation et 6% pour le bétail), 17% à l'industrie et 23 % à l'usage domestique (ANA, 2012).

Ces multiples usages peuvent conduire à l'apparition de conflits qui sont gérés par les différentes strates administratives suivant l'échelle territoriale de celui-ci. Un conflit entre États est géré au niveau fédéral, tandis qu'un conflit entre bassins versants est réglé au niveau de l'État. Enfin, les comités de bassin versant gèrent les conflits entre parties prenantes d'un territoire (Porto et Kelman, 2000). Le projet EJOLT (*Environmental Justice, Organisation, Liability and Trade*) référence 61 conflits environnementaux au Brésil, dont huit sont associés

à des conflits de gestion de l'eau (EJOLT, 2014). Cinq de ces conflits se situent dans les régions Nord et Nordeste. Parmi ces derniers, trois sont causés par la mise en place de barrages hydro-électriques (barrages de Jirau et Santo Antonio, barrage de Manso et barrage de Belo-Monte), tandis que deux sont liés à des plans de redistribution de l'eau au sein d'un bassin versant dans le contexte nordestin (construction d'un réservoir d'eau dans l'État de Céara et grand projet de déviation de l'eau du fleuve São Francisco).

Ces tensions pourraient être exacerbées par les changements climatiques qui sont de potentiels perturbateurs des régimes hydriques. En effet, en utilisant des modèles prospectifs sur la recharge des aquifères, Hirata et Conicelli (2012) ont démontré que les régions les plus sensibles aux perturbations par les changements climatiques au Brésil sont le Nord et le Nordeste où la recharge en eau des aquifères devrait décroître de manière significative. En particulier, la région du Nordeste devrait être la plus affectée par la diminution de la recharge des aquifères où le modèle utilisé montre une réduction de plus de 70% des valeurs de recharge des aquifères d'ici à 2050. Le Nord devrait aussi souffrir d'une diminution des recharges allant de 30 à 70 % suivant les scénarios retenus. Les aquifères des régions du Sud et du Sudeste devraient connaître globalement un accroissement de la recharge de leurs aquifères. Malgré ce fait, ces recharges se feraient de manière inégale puisque des diminutions allant jusqu'à 30% des recharges totales pourraient être observées dans certaines sous-régions. Ces nouvelles tensions potentielles viendraient s'ajouter à celles préexistantes, et s'exprimeraient de manière exacerbée dans la région du Nordeste qui est dès aujourd'hui victime d'une semi-aridité conduisant à des sécheresses récurrentes et des manques d'eau pour les usages multiples de cette ressource.

L'ensemble de ces tensions pourraient être réduites par une meilleure gestion de l'eau dans chacun des secteurs. Prenons deux exemples concernant l'industrie et la consommation pour le secteur domestique. Dans le secteur industriel, la réutilisation de l'eau peut participer à la gestion durable de cette ressource (Féres et al., 2012) et cette pratique pourrait donc être incitée¹⁴². Du côté des prélèvements pour les ménages, le Brésil connaît un taux de perte sur le réseau très élevé. Selon des statistiques récoltées en 2010, 38,8% des volumes sont perdus

¹⁴² Dans cette perspective, Féres et al. (2012) montrent, à l'aide d'une analyse économétrique, l'efficacité des instruments économiques, comme une redevance sur l'eau, pour inciter les firmes à investir dans la réutilisation de l'eau dans le cas du bassin versant de Paraíba do Sul.

lors de la distribution de l'eau. Dans la région du Nordeste, connue pour ces problèmes de semi-aridité, cette perte atteint 50,8% (SNIS, 2010)¹⁴³.

Au-delà de leur répartition, les eaux brutes sont également de qualités très diverses au Brésil. La pollution par la mauvaise gestion des eaux d'assainissement est présentée comme la première source de pollution des eaux au Brésil (Clevelario et al., 2005 ; Huguenev Irigaray, 2011). Face à cela, l'ANA décrit son objectif principal de la manière suivante : « la mission de l'Agence nationale de l'eau est de mettre en œuvre et de coordonner la gestion partagée et intégrée des ressources en eau et d'en réguler son accès, en promouvant son utilisation soutenable pour le bénéfice des générations actuelles et futures » (ANA¹⁴⁴). Ce système de gestion des eaux brutes a donc comme objectif de réduire les pollutions de l'eau et leur surexploitation. À ce titre, l'ANA est impliquée dans la lutte contre la pollution par les eaux usées en facilitant les investissements dans le secteur de l'assainissement. Par exemple, le *Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas* (PRODES, programme de restauration des bassins hydrographiques en français), créé par l'ANA en 2001, participe au financement de stations de traitement des eaux. La gestion des eaux brutes est donc connectée, d'un point de vue politique et aussi pratique, avec la gestion de l'eau pour les ménages. Néanmoins, cette dernière est séparée du point de vue de la législation et des institutions politiques en place.

2.2 Accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil : des progrès mais des disparités persistantes

L'usage de l'eau pour la consommation des ménages est régulé de manière spécifique puisqu'elle doit respecter des règles différentes des autres usages en raison de son caractère critique pour la survie, la santé et plus globalement la qualité de vie des ménages. Dans ce développement, nous identifions un niveau d'accès à l'eau et à l'assainissement moyen relativement élevé au Brésil comparativement aux autres pays d'Amérique Latine (sous-section 2.2.1). Ce niveau d'accès, exprimé en pourcentage à un instant donné, ne permet pas de révéler trois faits importants pour la compréhension de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans ce pays : la progression importante de la qualité de ces services au cours de ces dernières années et les limites des données pour appréhender de manière fine la qualité du service (sous-section 2.2.2) ainsi que la présence de fortes disparités régionales (sous-section 2.2.3).

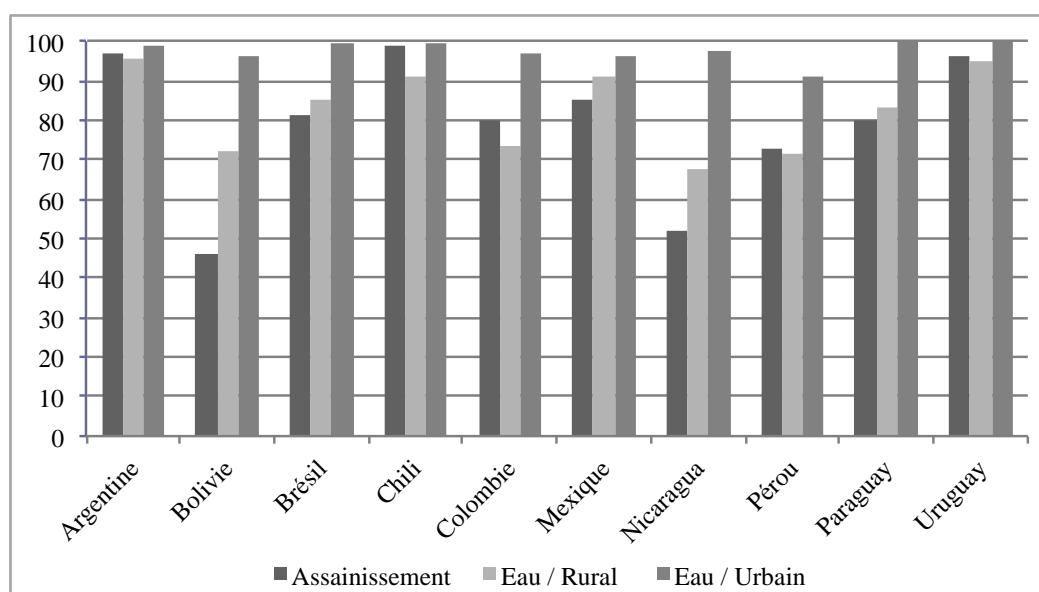
¹⁴³ À titre de comparaison, les pertes de distribution en France étaient estimées à 22% en 2008 (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011).

¹⁴⁴ <http://www2.ana.gov.br/Paginas/institucional/SobreaAna/abaservinter1.aspx>, traduction par l'auteur.

2.2.1 Le Brésil : un accès relativement élevé aux services d'eau et d'assainissement

D'un point de vue statistique, comme l'illustre la Figure 26, le Brésil fait partie des pays ayant le meilleur niveau d'accès au service d'eau en Amérique latine. Ce fait est particulièrement observable dans les zones urbaines. En revanche, concernant l'assainissement, le Brésil semble en retard par rapport à de nombreux pays comme le Chili, l'Argentine et l'Uruguay.

Figure 26 : Accès à une source d'eau et d'assainissement améliorée en 2010



Source : Auteur. Données : Joint Monitoring Programme (JMP) for water and sanitation (WHO/UNICEF, 2012).

En complément, le *World Value Survey* (WVS) permet d'accéder à une connaissance plus subjective sur la perception de ces services. Comme l'illustre le Tableau 9, les questions de l'accès à l'eau et à l'assainissement sont considérées comme sérieuses par 73,8% de la population pour l'assainissement et 67,8% pour l'eau¹⁴⁵.

Tableau 9 : Importance des problèmes environnementaux pour les ménages brésiliens en 2006

| À quel point le problème suivant est-il important dans votre communauté : | Mauvais assainissement (en pourcentage) | Mauvaise qualité de l'eau (en pourcentage) |
|---|---|--|
| Très important | 47,3 | 36,2 |
| Relativement important | 26,5 | 31,6 |
| Pas très important | 9,9 | 13,9 |
| Pas important du tout | 16 | 18,1 |
| Pas de réponse | 0,3 | 0,3 |
| Ne sait pas | - | 0,1 |

Source : World Value Survey – Cinquième vague : 2005-2008 – Échantillon de 1500 ménages (WVS, 2015).

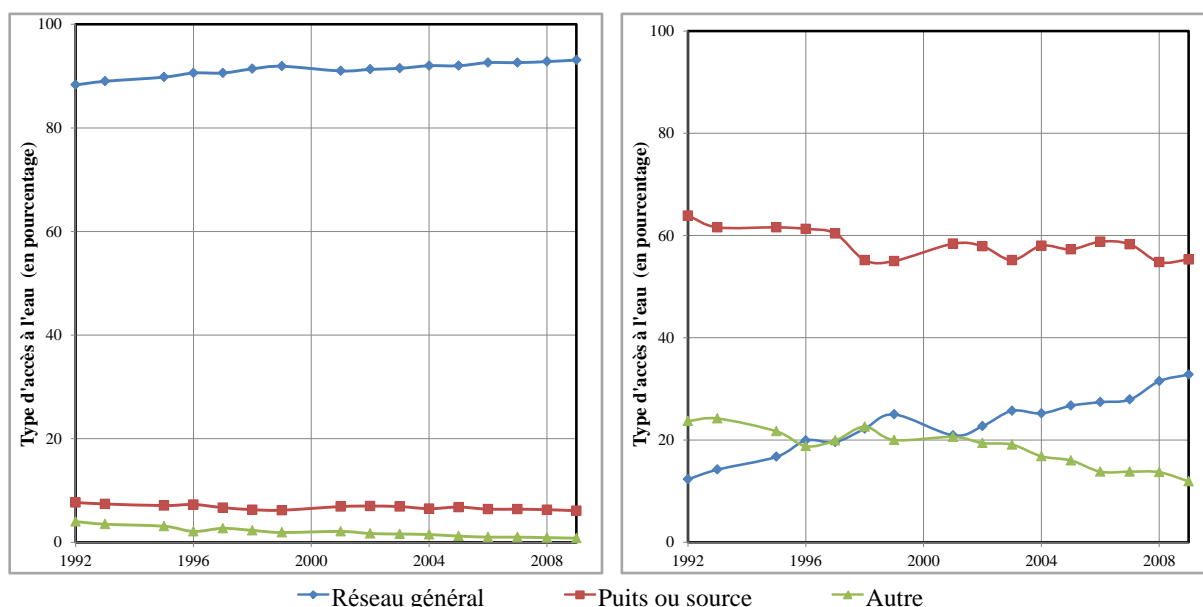
¹⁴⁵ La question exacte posée à un échantillon de 1500 ménages brésiliens au sein du WVS est la suivante : *I am going to read out a list of environmental problems facing many communities. Please, tell me how serious you consider each one to be here in your own community. Is it very serious, somewhat serious, not very serious or not serious at all?*

Avec ces deux sources de données (WVS et JMP), on peut noter que l'accès à des sources d'eau et d'assainissement améliorées n'assure pas une perception de la situation comme étant satisfaisante par les individus. Ainsi, cette perspective milite pour la prise en compte, à l'échelle des ménages, de données à la fois objectives et subjectives.

2.2.2 Évolution historique de l'accès à l'eau et à l'assainissement : des progrès significatifs

Au Brésil, l'état actuel de ces services ne doit pas cacher le fait qu'une progression significative de la qualité de l'accès a été observée durant les deux dernières décennies. L'accès à l'eau par le réseau avoisine aujourd'hui 95% en ville alors qu'il était inférieur à 90% en 1992 (Figure 27). En particulier, la proportion de la population qui n'accède pas par le réseau ou un puits est maintenant quasiment nulle. En zones rurales, ce service demeure moins bien assuré avec encore une majorité de ménages qui ne sont pas raccordés au réseau. Le raccordement par ce réseau a néanmoins fortement progressé avec une proportion passant de 12 à 33% entre 1992 et 2009.

Figure 27 : Accès aux services d'eau dans les zones urbaines (à gauche) et rurales (à droite) par forme d'accès (%)



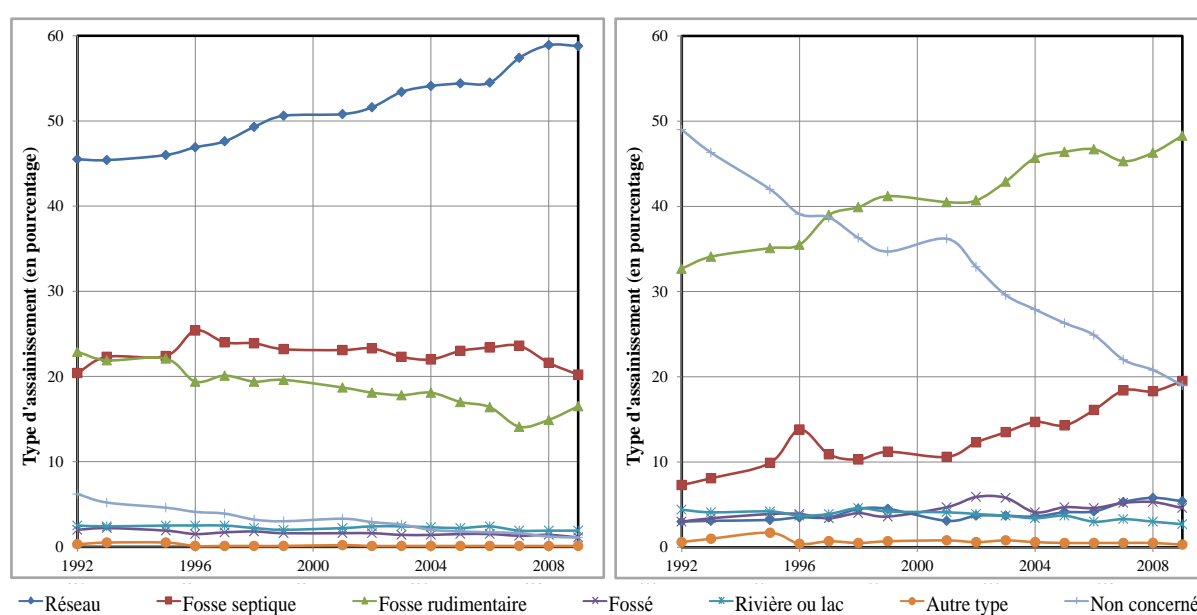
Source : Graphique par l'auteur. Données : PNAD – 1992-2013 (IBGE, 2013).

Bien qu'il ne soit pas mesuré dans ces statistiques, le service en zone urbaine n'est pas toujours de qualité malgré l'existence d'un réseau. Au Brésil, en 2013, plus de la moitié des ménages possède un filtre individuel pour filtrer l'eau du robinet et la rendre potable (IBGE, 2013). Le service d'eau n'est donc pas *stricto sensu* un réseau d'eau potable. L'eau est généralement potable au départ, mais la vétusté du réseau entraîne une pollution de l'eau qui peut la rendre impropre à la consommation. Une connaissance approfondie de ces éléments pourrait donner un regard nouveau sur la problématique de l'accès à l'eau par la connaissance

de la qualité de l'eau bu par les individus. Des indications indirectes peuvent être captées par les sondages analysant les maladies des individus et par la perception de la qualité du service d'eau par les ménages.

En 1992, l'assainissement était très mauvais avec moins de 50% d'accès au réseau en ville et moins de 10% en milieu rural (Figure 28). Les progrès dans ce secteur ont été considérables depuis cette période. Les progrès en milieu rural se sont surtout concentrés sur la mise en place de fosses simples et septiques. Le réseau reste très minoritaire et n'est pas la solution privilégiée dans ces espaces, alors qu'il est devenu la solution majoritaire en milieu urbain.

Figure 28 : Accès à l'assainissement dans les zones urbaines (à gauche) et rurales (à droite) par forme d'accès (%)



Source : Graphique par l'auteur. Données : PNAD – 1992-2013 (IBGE, 2013).

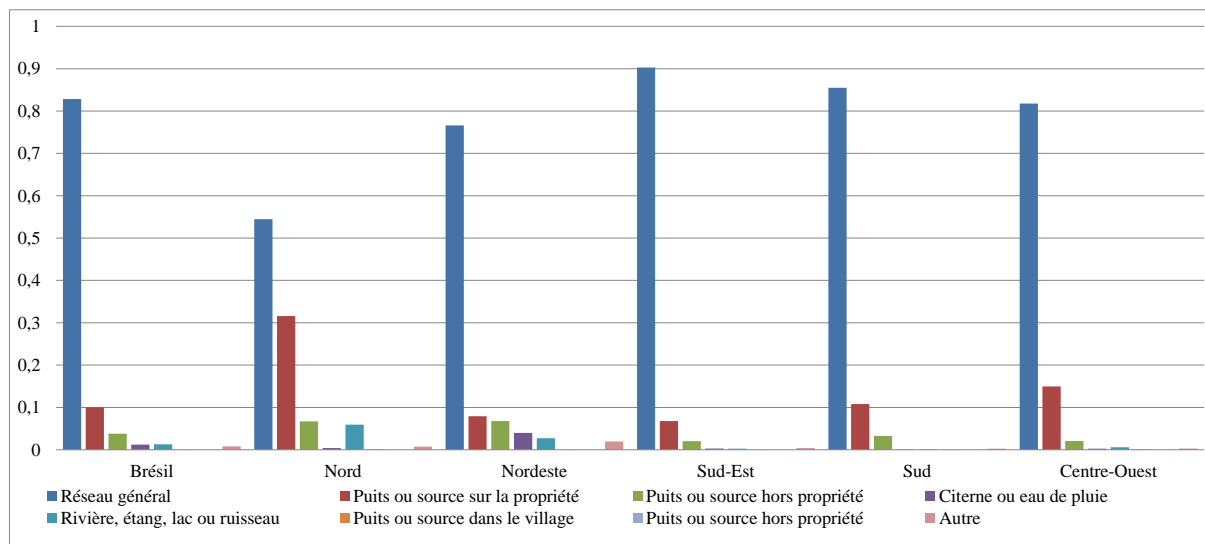
Ces données ne permettent pas non plus une compréhension fine de la qualité de ces services puisqu'elles négligent le devenir des eaux et les solutions de traitement des eaux usées utilisées. Pourtant, ces éléments sont relativement problématiques au Brésil avec une pollution forte par les eaux usées déversées dans les cours d'eau notamment (Clevelario et al., 2005 ; Huguency Irigaray, 2011).

2.2.3 L'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages : des disparités régionales fortes

Au-delà de cette progression historique, de fortes disparités demeurent entre les différentes régions, comme le notait un rapport de la Banque Mondiale en 2003 : « *water supply and sanitation services are unevenly distributed – service coverage is particularly low in the North and Northeast – and the poor are less likely to have access to adequate service than are*

other consumers » (World Bank, 2003, p. 506). Par exemple, au regard de la Figure 29, même en ce qui concerne l'accès à l'eau, les deux régions du Nord et du Nordeste ont un accès au réseau moins développé que les autres régions.

Figure 29 : Histogrammes présentant les formes d'accès à l'eau dans les cinq régions brésiliennes en 2010



Source : Auteur. Données : IBGE (2010).

Au final, ces statistiques permettent de révéler les progrès et les disparités subsistantes en termes d'infrastructures de services d'eau et d'assainissement au Brésil. Face à ces accès différenciés aux services, il convient de poser la question du rôle des politiques publiques sur les évolutions en cours et de la façon dont celles-ci intègrent la nécessité d'apporter à tous un service d'eau et d'assainissement de qualité.

2.3 Politiques d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil

Dans les politiques publiques brésiliennes, les services d'eau et d'assainissement sont regroupés au sein de la catégorie plus large des *Basic Sanitation Services* (BSS). Les BSS comprennent en plus de l'accès à l'eau potable et à l'assainissement sanitaire, l'assainissement urbain, la gestion des déchets solides et l'évacuation des eaux de pluie. Nous nous limitons à l'étude des services d'accès à l'eau et à l'assainissement sanitaire que nous nommerons WSS, afin de correspondre à l'anglais : *Water and Sanitation Services*. Dans cette optique, nous présentons d'abord les cadres légaux, ainsi que les politiques, associés à ces services (sous-section 2.3.1), avant d'étudier plus particulièrement la place occupée par les plus défavorisés dans ce contexte (sous-section 2.3.2).

2.3.1 Éléments du cadre législatif et outils de gestion de l'eau

L'accès à l'eau et à l'assainissement est devenu une préoccupation majeure suite aux épidémies survenues à Rio de Janeiro pendant la deuxième moitié du XIX^e siècle et à l'influence des préoccupations hygiénistes venues d'Europe¹⁴⁶. La compréhension du rôle de l'eau dans la transmission des maladies a ainsi entraîné l'adoption de mesures en termes d'assainissement (Najar et Fiszson, 1989). Dès ces premiers développements, la gestion de l'assainissement est confiée à des prestataires privés. Trois modes de gestion de ces services se sont ensuite succédé jusqu'aux années 1970 : un premier s'appuyant sur l'interdépendance entre les actions sanitaires, mais avec un lien ambigu entre les secteurs publics et privés (1850-1910), un second avec un État nation comme coordinateur de l'action sanitaire (1910-1950) et un dernier basé sur une gestion municipale et marqué par l'autonomisation des politiques de l'accès à l'eau et à l'assainissement du reste des politiques sanitaires (1950-1970) (Heller, 2006). À la fin de cette dernière période, l'accès à ces services demeure faible et la coordination des diverses politiques municipales inexistante. Sous le régime militaire, la mise en œuvre du *PLAno Nacional de Agua e Saneamento* (PLANASA ; en français : Plan national sur l'eau et l'assainissement) a modifié le fonctionnement de la gestion de ces services. Ce programme, approuvé par une loi de 1978, a proposé une réforme des responsabilités des différentes strates gouvernementales gérant le réseau. Deux nouvelles institutions ont été mises en place dans ce cadre : les *Compañías Estatales de Saneamento Básico* (CESB, compagnies étatiques d'assainissement de base en français) qui assurent à l'échelle de chaque État le contrôle de l'approvisionnement en eau et l'assainissement et le *Fundo de Garantia do Tempo de Serviço* (FGTS, fonds de garantie pour le travail en français) qui devient la principale source de financement du PLANASA basée sur des contributions salariales.

Ce plan a conduit à un renforcement du pouvoir des États face à celui des municipalités. En effet, avec celui-ci, l'État n'est plus seulement un coordinateur de la politique d'accès à l'eau et à l'assainissement mais il en est aussi le fournisseur *via* les CESB. La mise en œuvre de ce plan a eu, d'après Heller (2006), plusieurs conséquences sur la situation actuelle. En premier

¹⁴⁶ En effet, suite aux développements des manufactures à Rio de Janeiro, la population pauvre, incapable de payer le coût des transports publics, s'est entassée dans les maisons collectives situées dans le centre-ville, nommées *Cortiços*. Les épidémies qui ont ravagé ces quartiers et l'influence du courant hygiéniste européen ont conduit, en 1856, à la promulgation d'une première loi sur les normes sanitaires guidant la construction de logements. D'autres textes de loi, ainsi que la destruction de certains quartiers, ont ensuite été mis en place. Ces éléments ont eu des conséquences positives, mais ont aussi entraîné l'afflux massif de population dans les collines de la ville de Rio de Janeiro conduisant à la formation de *favelas*.

lieu, la gestion proposée n'a pas incité les États à focaliser leurs efforts dans les régions les moins peuplées et les plus défavorisées. En second lieu, la fourniture du service d'eau a été privilégiée par rapport à celle de l'assainissement. En effet, pendant cette période, chaque établissement étatique devant être autosuffisant, la priorité fut alors donnée à l'accès à l'eau moins coûteuse et permettant plus facilement un retour sur investissement.

Cette réorganisation a été peu modifiée à la fin de la dictature même si l'échelon municipal pouvait de nouveau être impliqué, la constitution de 1988 ne précisant pas l'échelon administratif, municipalité ou État, auquel est imputée la responsabilité des WSS. À partir de 1995, les entreprises privées redeviennent des acteurs du secteur puisque la loi sur la concession des services publics (loi n° 8.987/95) permet la gestion privatisée de ces services. L'efficacité relative de cette privatisation a été largement évoquée dans la littérature et est encore débattue (Castro, 2008).

Par la suite, avec l'arrivée du Parti des Travailleurs au pouvoir, le ministère des villes prend la responsabilité fédérale de l'assainissement de base. Le système de gestion des BSS est alors modifié par deux lois successives¹⁴⁷ : la loi sur les consortiums publics (Loi n°11,107) de 2005 qui rend possible la mise en place de partenariats institutionnels pour la fourniture des BSS et la loi sur l'assainissement de base (Loi n°11445) de janvier 2007 qui fournit les directives nationales pour l'organisation des BSS.

Cette dernière loi statue sur le fait que les BSS ne sont pas des biens économiques standards et que leur provision est le devoir de l'État fédéral. Elle conçoit également ces services comme universels, devant être équitablement proposés avec des activités intégrées, régulées et planifiées autour d'un contrôle démocratique participatif. Cette loi a conduit à la mise en place du *Plano Nacional de Saneamento Básico* (PLANSAB, Plan National pour l'Assainissement de Base en français) pour la coordination au niveau fédéral de la politique d'assainissement de base. Ce plan s'accompagne de la définition d'objectifs en termes d'accès à l'eau et à l'assainissement dans les diverses régions du Brésil aux horizons 2023 et 2033 (Ministério das Cidades, 2013). Quatre domaines sont considérés par cette loi : la fourniture d'eau potable, l'assainissement sanitaire, le nettoyage urbain et la gestion des résidus solides, ainsi que le drainage et la gestion des eaux de pluie urbaines. Depuis 2014, le non-respect de cette loi est susceptible d'avoir des conséquences financières pour les agents ne s'y contraignant pas. Ainsi, l'existence d'un plan d'assainissement de base rédigé par l'organisme

¹⁴⁷ Pour une discussion de ces deux lois, voir Britto (2010).

prestataire, sera une condition *sine qua non* à l'obtention de fonds de la part du gouvernement fédéral concernant l'assainissement de base. De même, ces fonds seront mobilisables uniquement si un organe collégial est responsable de la gestion de ces services.

Cette loi donne ainsi un nouvel élan à la mise en place d'un meilleur accès à l'eau et à l'assainissement. Heller (2009) décrit différentes raisons expliquant le fait que ces services de base n'aient jamais été un objectif prédominant au Brésil avant cette loi. Premièrement, il explique que l'assainissement de base est considéré comme une source de pouvoir économique et politique¹⁴⁸. Deuxièmement, les crises économiques ont réduit les fonds disponibles pour ce secteur. Troisièmement, l'implantation d'entreprises privées dans ce secteur au cours des années 1990 a été difficile et a donc entraîné un retard dans la mise en place de ces services. En particulier, ces difficultés proviennent de l'absence de définition d'un cadre juridique clair en amont de la mise en place des privatisations (Seroa da Motta et Moreira, 2006). Afin de juguler les problèmes historiques associés à ce secteur, la nouvelle loi de 2007 met l'accent sur l'universalité, l'égalité et la participation. Ces trois dimensions intègrent dès lors les plus pauvres dans la définition de l'action publique.

2.3.2 *Place des ménages défavorisés dans les politiques d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil*

Au Brésil, l'intégration des plus pauvres se fait par différents mécanismes comme la tarification du service d'eau, profondément source de questionnements éthiques (Rogers et al., 2002), et la mise en place de politiques d'accessibilité aux services ciblés vers les plus démunis.

La structure des prix de l'eau est gérée par chaque agence étatique de gestion de l'eau. Le Tableau 10 montre la diversité des tarifs appliqués dans les différents États brésiliens. Ce tarif s'échelonne du simple au double, allant d'un tarif moyen de 1,36 R\$/m³ dans le Pará à un tarif de 2,81 R\$/m³ dans le Rio Grande do Sul. Une structure tarifaire avec un prix social pour les premiers litres d'eau consommés par le ménage est souvent appliquée. Ce système est très critiqué puisqu'il avantage indifféremment tous les consommateurs et ne favorise pas particulièrement les plus pauvres. Certains États changent aujourd'hui leurs politiques en

¹⁴⁸ Cette source de pouvoir est au cœur de conflits entre les différents niveaux (Fédéral, État et municipalités) et conduit donc à des difficultés pour la mise en place de plans d'action pérennes. Plus localement, la politique de la *bica d'água* est aussi une des bases du clientélisme politique dans ce pays. Cette politique de la « fontaine à eau » s'appuie sur la facilité avec laquelle un homme politique pouvait s'assurer les voix des habitants des favelas en améliorant, ou en promettant d'améliorer, les conditions d'accès à des services de base, et notamment l'installation d'une fontaine à eau (Gonçalves, 2006).

proposant l'accès à ce prix social uniquement aux familles les plus pauvres (en particulier Paraná, Pernambouco et Bahia). La question du prix est importante pour assurer l'équité dans l'accès à l'eau et à l'assainissement.

Tableau 10 : Tarifs pratiqués et dépenses totales moyennes des différents prestataires de services par État en 2010

| État / Région | Tarif moyen (R\$/m ³) | Dépense totale (R\$/m ³) |
|---------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|
| Brésil | 2,14 | 2,06 |
| Nord | 1,89 | 2,58 |
| Nordeste | 2,06 | 2,37 |
| Sudeste | 2,09 | 1,86 |
| Sud | 2,33 | 2,25 |
| Centre-Ouest | 2,48 | 2,42 |
| Rondônia | 2,70 | 3,84 |
| Acre | 1,37 | 2,47 |
| Amazonas | 2,00 | 2,43 |
| Roraima | 2,01 | 2,39 |
| Pará | 1,36 | 2,42 |
| Amapá | 1,85 | 2,36 |
| Tocantins | 2,50 | 2,55 |
| Maranhão | 1,38 | 2,36 |
| Piauí | 2,41 | 3,62 |
| Ceará | 1,67 | 1,59 |
| Rio Grande do Norte | 2,07 | 2,39 |
| Paraíba | 2,20 | 2,88 |
| Pernambuco | 2,31 | 2,36 |
| Alagoas | 2,49 | 2,82 |
| Sergipe | 2,75 | 4,54 |
| Bahia | 2,09 | 2,16 |
| Minas Gerais | 1,97 | 1,86 |
| Espírito Santo | 1,70 | 1,37 |
| Rio de Janeiro | 2,80 | 2,62 |
| São Paulo | 1,97 | 1,70 |
| Paraná | 1,83 | 1,79 |
| Santa Catarina | 2,59 | 2,23 |
| Rio Grande do Sul | 2,81 | 2,85 |
| Mato Grosso do Sul | 2,45 | 2,09 |
| Mato Grosso | 1,46 | 1,41 |
| Goiás | 2,67 | 2,63 |
| Distrito Federal | 2,78 | 2,85 |

Source : Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2010).

En amont de la problématique de la tarification, se pose la question de la mise à disposition d'infrastructures adéquates pour recevoir ces services par les ménages. Des politiques publiques peuvent inciter au développement de ces infrastructures pour les plus pauvres.

La prise en compte de la pauvreté dans l'accès à l'eau et à l'assainissement est différenciée suivant les régions. Du point de vue des organismes internationaux, le *Programa de Saneamento para Populações em Areas de Baixa Renda* (PROSANEAR ; programme d'assainissement pour les populations dans des zones à bas revenus en français) soutenu par la Banque Mondiale a permis un investissement conséquent dans les services d'assainissement. En 2003, la Banque Mondiale faisait tout de même le constat suivant : le coût pour permettre l'accès à la ressource à des zones marginales est très grand. De plus, les pollutions et la raréfaction de la ressource obligent les autorités à faire face à des coûts de plus en plus élevés. L'extension des réseaux est encore plus coûteuse pour les organismes installant le service dans les quartiers pauvres puisque les populations ne peuvent souvent pas payer les services fournis. Enfin, le fait de fournir le service d'assainissement à une population plus nombreuse conduit nécessairement à l'augmentation des besoins de retraitement. Le retraitement naturel des eaux finit donc souvent par saturer :

« The contribution of investments to improved water resource management has been mixed. Progress in addressing water pollution and meeting water demands in some areas must be balanced against evidence of increasing salinity of irrigated land, greater vulnerability to floods in urban areas and to intermittent droughts and water shortages, and little to no improvement in key indicators of water quality. All of these negative effects and conditions disproportionately affect the poor ». (World Bank, 2003, p. 508)

La loi sur l'assainissement de base de 2007 permet en partie de remettre au centre la nature essentiellement sociale de ce service en posant le fait que l'État soit responsable de la fourniture de ce service de manière universelle et équitable. Ces politiques viennent en complément des politiques de développement présentes dans le Nordeste comme le programme « Un million de citernes » inclus dans le projet plus global *Fome Zero*¹⁴⁹. La loi de 2007 s'appuie également sur la recherche de la technologie la plus adéquate suivant les capacités de paiement des individus. En particulier, la mise en place de *condominiums*¹⁵⁰ peut

¹⁴⁹ Pour plus de détails sur ce programme prévoyant la fourniture de citernes à eau pour les familles rurales du Nordeste, voir Nogueira (2010).

¹⁵⁰ Technologie à faible coût installée et maintenue de manière commune.

permettre de juguler ce problème comme, plus généralement, tous les modèles de service d'eau et d'assainissement simplifiés avec participation de la population. L'existence de ces technologies montre que le développement d'un réseau, que nous étudierons dans la section suivante, n'est pas l'unique problématique à considérer et l'unique solution pour l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil.

À partir de l'identification de l'état actuel de l'accès à l'eau et à l'assainissement et des politiques publiques associées, plusieurs questions peuvent être approfondies par une analyse économétrique permettant de fournir une compréhension plus précise des déterminants socioéconomiques et territoriaux de l'accès à l'eau et à l'assainissement. En particulier, cette analyse permet de fournir des arguments empiriques sur la façon dont les caractéristiques des ménages influencent l'accès à ces services, sur le rôle de l'échelon étatique et sur les différences existant entre les régions. Nous proposons donc dans la troisième section de réaliser une analyse économétrique des déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil à partir de la base de données sur les dépenses de consommation des ménages réalisée par l'*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE, Institut Brésilien de Géographie et de Statistique en français).

3 Analyse économétrique des déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil

L'objectif de cette section est d'identifier les déterminants géographiques et socio-économiques de l'accès à l'eau et à l'assainissement à l'échelle du ménage pour l'ensemble du territoire brésilien. Pour cela, les outils de l'économétrie des variables qualitatives sont appliqués aux données de l'enquête ménage *Pesquisa de Orçamentos Familiares* (POF, Enquête sur le budget des ménages en français) réalisée par l'IBGE sur la période 2008-2009 (IBGE, 2009). Différentes variables dépendantes captant l'accès à l'eau et à l'assainissement sont étudiées. À l'aide de ces analyses, nous montrons que les personnes pauvres vivant en zones rurales sont les plus touchées par les mauvaises conditions d'accès à ces deux services. En outre, les disparités étatiques expliquent une partie importante de la variabilité de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Pour approfondir la compréhension de ce déterminant particulier, nous proposons différentes techniques d'estimation permettant l'inclusion de variables à l'échelle étatique. La sous-section 3.1 développe une revue de la littérature sur les déterminants de l'accès aux services d'eau et d'assainissement. La sous-section 3.2 présente

la base de données et les méthodes utilisées. Les sous-sections 3.3 et 3.4 exposent et discutent les résultats des analyses économétriques réalisées.

3.1 Déterminants traditionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement : une synthèse de la littérature empirique

Les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement ont été étudiés dans différentes régions du monde, et en particulier dans les contextes arides et semi-arides. À partir d'une recherche bibliographique, nous avons identifié neuf études économétriques analysant les déterminants de l'accès à ces services à l'échelle du ménage, dont les caractéristiques sont présentées dans le Tableau 11. Deux études sont menées sur l'Europe de l'Est, deux autres sur des pays asiatiques (Bhoutan et Malaisie) et cinq sur le contexte africain.

Tableau 11 : Études économétrique sur les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement¹⁵¹

| Numéro | Contexte | Période | N | Type de modèle | Revue | Auteurs |
|--------|----------------------------|-----------|--------|-------------------|--------------------------------|----------------------------|
| n° 1 | Ancienne Union Soviétique* | 2001 | 18428 | Logit | Public Health | McKee et al. (2006) |
| n° 2 | Ancienne Union Soviétique* | 2001 | 6100 | Logit | Journal of Public Health | Roberts et al. (2012) / R1 |
| n° 3 | Ancienne Union Soviétique* | 2010 | 3550 | Logit | Journal of Public Health | Roberts et al. (2012) / R2 |
| n° 4 | Afrique du Sud | 1994 | 3796 | Logit et Probit | East African Medical Journal | Kirigia et Kainyu (2000) |
| n° 5 | Ethiopie (Rural) | 2011 | 1102 | Probit | Working paper | Abebaw et al. (2011) / R1 |
| n° 6 | Ethiopie (Rural) | 2011 | 1102 | Probit | Working paper | Abebaw et al. (2011) / R2 |
| n° 7 | Ethiopie (Rural) | 2011 | 1102 | Probit | Working paper | Abebaw et al. (2011) / R3 |
| n° 8 | Ethiopie (Rural) | 2012 | 608 | Logit | BMC public health | Awoke et Muche (2013) |
| n° 9 | Malaisie | 1993/1994 | 14631 | Logit et Probit | Economic Modelling | Lee (2011) / R1 |
| n° 10 | Malaisie | 1998/1999 | 9198 | Logit et Probit | Economic Modelling | Lee (2011) / R2 |
| n° 11 | Bhoutan | 2012 | 129144 | Multinomial logit | Water resources and rural dev. | Rahut et al. (2015) |
| n° 12 | Ghana | 2008 | 11619 | Log-log | Social Indicators Research | Adams et al. (2015) / R1 |
| n° 13 | Ghana | 2008 | 11619 | Log-log | Social Indicators Research | Adams et al. (2015) / R2 |
| n° 14 | Afrique de l'Est** | 1997 | 1015 | Logit | Ouvrage (Blackwell Publishing) | Johnstone et al. (2002) |

* Arménie, Belarus, Géorgie, Moldavie, Kazakhstan, Kyrgystan, Russie et Ukraine

** Tanzanie, Kenya et Ouganda

Source : Auteur.

Certaines analyses testent la relation potentielle pour différentes variables endogènes ou pour différents points du temps ce qui nous fait aboutir à un total de 14 analyses économétriques référencées. 11 de ces tests sont relatifs à l'accès à l'eau et 3 à l'accès à l'assainissement. Le Tableau 12 présente la synthèse des résultats économétriques obtenus en excluant les variables intervenant uniquement dans un article¹⁵².

¹⁵¹ Les études présentées ont principalement été identifiées à partir d'une recherche bibliographique réalisée sur la base de données Scopus par mots-clés et effectuée à partir des termes suivants : « *household access water* » (1270 occurrences) et « *household access sanitation* » (495 occurrences). La dernière mise à jour de la recherche a été effectuée le 26 juin 2015. Une recherche a également été réalisée parmi les références de tous les articles sélectionnés et parmi les articles les citant. Les articles retenus mobilisent nécessairement une analyse micro-économétrique dont la variable dépendante caractérise l'accès à l'eau et/ou à l'assainissement.

¹⁵² Parmi celles-ci, trois variables explicatives demeurent particulièrement intéressantes : le fait d'être blanc (+ ; Kirigia et Kainyu, 2000), le fait d'avoir accès à l'eau et à l'assainissement par des services privatisés (- ; Lee, 2011 ; R1 et R2) et le fait d'avoir un emploi (+ ; Kirigia et Kainyu, 2000).

Tableau 12 : Déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement¹⁵³

| Variable à expliquer | Situation économique | Capital | Taille ménage | Habitation | Urbain | Age | Niveau d'éducation | Femme (CDF) | Non marié | Protec. méd. | Num.de la régression |
|--------------------------------------|------------------------|------------|---------------|------------|--------|--------|--------------------|-------------|-------------|--------------|----------------------|
| Accès à l'eau au sein du domicile | + (Subjectif) | + | + | + | | | | | | | n° 1 |
| Accès à l'eau au sein du domicile | + (Variable quali.) | | | | | | | | | | n° 2 |
| Accès à l'eau au sein du domicile | + (Variable quali.) | | | | | | | | | | n° 3 |
| Toilette dans la maison | + (revenu.) | | NS | + | | + | + | - | + | + | n° 4 |
| Accès à une source d'eau améliorée | | | NS | + | | NS | + | + | | | n° 5 |
| Qualité de l'eau (subjectif) | | | NS | + | | NS | + | - | | | n° 6 |
| Disponibilité de l'eau (subjectif) | | | NS | + | | NS | NS | - | | | n° 7 |
| Possession de toilette | + (Revenu) | | | | + | | | | | + | n° 8 |
| Accès au réseau d'eau | + (Dépenses tot.) | | - | | + | | | | | | n° 9 |
| Accès au réseau d'eau | + (Dépenses tot.) | | - | | + | | | | | | n° 10 |
| Robinet / Puits / Sources naturelles | + / + / + | NS / + / + | | | + | NS / + | + / + / + | + / + / NS | + / NS / NS | | n° 11 |
| Référence : Approv. ext. | | (Terre) | | | | | | | | | |
| Source d'eau améliorée | + | | | | + | | + | + | + | +(1/2) | n° 12 |
| Source d'assainissement améliorée | + | | | | + | | + | + | + | | n° 13 |
| Accès au réseau | + | | + | | + | | + | | | | n° 14 |

Source : Auteur.

Il apparaît que la dimension économique est particulièrement mise en avant comme déterminant de l'accès à l'eau et à l'assainissement au sein de ces analyses. Une relation positive entre la situation économique, mesurée principalement par le revenu, et l'accès à ces services est largement partagée au sein de cette littérature, puisque toutes les études qui font intervenir cette variable identifient une telle relation. Cette variable économique est quasiment toujours incluse dans les analyses sur le sujet, mais les éventuelles relations non-linéaires ne sont pas étudiées. L'étude de ces relations permet pourtant d'identifier si l'influence de l'augmentation du revenu sur l'accès aux services d'eau et d'assainissement est identique quel que soit le niveau de revenu considéré. D'autres caractéristiques semblent avoir un effet clair sur l'accès à ces services. En particulier, le niveau d'éducation et l'âge du chef de ménage, ainsi que le fait qu'il ne soit pas marié et qu'il ait une protection médicale, ont toujours un effet positif sur l'accès lorsqu'il est significatif. Le fait que le logement soit en zone urbaine et de bonne qualité est également analysé comme ayant un effet positif sur l'accès à ces services.

¹⁵³ Dans le tableau, NS signifie « Non significatif » et (k/n) signifie que la variable concernée est significative dans k modèles sur les n présentés dans l'article. Nous avons précisé dans le tableau toutes les variables explicatives intervenant au moins dans deux études distinctes.

En revanche, deux caractéristiques ont un rôle plus ambigu à partir de l'analyse des résultats identifiés dans la littérature empirique. Une taille du ménage élevée a été identifiée comme ayant une influence positive sur la possession d'un accès à l'eau et à l'assainissement de qualité dans les contextes d'Afrique de l'Est et d'Europe de l'Est (Lee, 2011; McKee et al., 2006), mais négatif dans le contexte malaisien (Lee, 2011). La variable associée au genre du chef de ménage est également souvent analysée. Des études ayant montré que les ménages dont la femme prend les décisions d'allocation des dépenses réalisent des dépenses de santé plus élevées (Rubalcava et al., 2009; Schady et Rosero, 2008), une relation positive entre le fait que le chef de ménage soit une femme et la qualité de l'accès à l'eau et à l'assainissement est attendue. Cette conclusion ne se retrouve pas dans le contexte Est-Africain (Kirigia et Kainyu, 2000) et dans le cas éthiopien (Abebaw et al., 2011). Kirigia et Kainyu (2000) l'expliquent par une discrimination par le genre existant dans les pays analysés. Dans notre contexte, nous attendons donc une influence positive du genre féminin du chef de ménage étant donné la place occupée par les femmes dans la société brésilienne comme dans d'autres études du présent échantillon (Abebaw et al., 2011; Adams et al., 2015; Rahut et al., 2015)¹⁵⁴.

Des études ont été conduites sur le secteur de l'eau et de l'assainissement au Brésil (Britto, 2010 ; Heller, 1999), mais aucune, à notre connaissance, n'est basée sur la mise en place d'analyses économétriques à l'échelle du ménage sur l'intégralité du Brésil. Au-delà de notre analyse, la privatisation des services de base est considérée comme une variable particulièrement pertinente, bien qu'ayant une influence très controversée, notamment dans les pays du Sud (Castro, 2008). Cette problématique est pertinente au Brésil puisqu'une privatisation partielle du secteur a eu lieu au cours des années 1990 (Faraia et al., 2005).

Dans la section suivante, nous présentons les bases de données et les méthodes mobilisées afin de comprendre les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil à l'échelle du ménage.

¹⁵⁴ Au-delà des enjeux de notre étude, la mise en place de ces services est à son tour perçue comme un déterminant de la santé – avec les maladies diarrhéiques en particulier (pour une revue de la littérature, voir Wolf et al., 2014 ; et pour le Brésil, voir Gross et al., 1989) – mais aussi comme un déterminant plus globalement de la qualité de vie des ménages. Les effets néfastes d'un mauvais accès à l'eau et à l'assainissement sur la santé sont une des raisons pour lesquelles les déterminants de cet accès sont à analyser de manière fine. Au Brésil, les accès à ces deux services ont d'ailleurs été identifiés comme des facteurs significatifs de l'augmentation de l'espérance de vie (Soares, 2007).

3.2 Base de données, variables et méthodes économétriques

Pour réaliser une étude sur les déterminants de l'eau et l'assainissement au Brésil à l'échelle des ménages, nous commençons par présenter dans cette sous-section la base de données mobilisée (sous-section 3.2.1), puis les variables que nous allons utiliser (sous-sections 3.2.2 et 3.2.3) avant de présenter les méthodes économétriques adoptées (sous-section 3.2.4). Dans cette sous-section, nous nous limitons à la présentation des méthodes permettant d'identifier des déterminants à l'échelle du ménage, et réservons la sous-section 3.4 pour discuter des méthodes permettant l'intégration des caractéristiques étatiques au sein de l'analyse économétrique.

3.2.1 *Construction de la base de données*

Les données utilisées dans ce chapitre sont issues de l'enquête sur les dépenses des ménages brésiliens (*Pesquisa de Orçamentos Familiares*) réalisée par l'Institut Brésilien de Géographie et de Statistique (IBGE)¹⁵⁵. D'une périodicité irrégulière, cette enquête est réalisée sur l'ensemble du Brésil depuis la vague 2002/2003. Elle a été reconduite une seule fois depuis en 2008/2009. Nous utiliserons cette dernière vague d'enquête dans la suite de ce développement. Cette enquête est particulièrement utile pour notre étude puisqu'elle permet d'atteindre une désagrégation jusqu'au niveau des ménages¹⁵⁶.

Dans la POF 2008/2009, l'échantillon comprend 55 970 ménages pour un total de 190 150 individus. Ils sont sélectionnés à partir d'un sous-échantillon du recensement, échantillon dont la représentativité et la construction sont expliquées en annexe (Annexe 3). Bien que principalement destinée à la collecte des dépenses des ménages, la POF comporte également des volets sur les caractéristiques des domiciles et des individus, ainsi que sur les conditions de vie des ménages et leurs revenus. La base de données mobilisée, construite à partir de fichiers obtenus auprès de l'IBGE¹⁵⁷, est disponible sur le site de l'IBGE au sein de plusieurs documents sous format « .txt ». Les données ont été extraites à partir du logiciel SAS pour obtenir finalement une seule base de données construite à l'aide du logiciel R. Cette procédure a entraîné la perte de certains ménages qui ne correspondent pas à nos critères d'études, c'est-

¹⁵⁵ Fondé en 1934, l'IBGE est un institut public responsable de la coordination et de la réalisation des études statistiques au Brésil, comme le recensement de la population.

¹⁵⁶ Des informations détaillées existent au sein des bases de données du *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento* (SNIS) et pourraient être mobilisées dans des études futures afin de compléter la présente analyse. Nous privilégions ici la POF puisqu'elle permet une désagrégation de l'information jusqu'à l'échelle du ménage alors que la SNIS fournit uniquement de données à l'échelle municipale.

¹⁵⁷ Référence du site sur lequel les données sont disponibles :

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pof/2008_2009/microdados.shtm

à-dire ceux ne vivant pas de manière permanente dans leur logement et ceux n'ayant pas répondu aux questions sur les conditions de vie ont été exclus lors de la sélection des ménages¹⁵⁸.

3.2.2 Variables dépendantes pour mesurer l'accès à l'eau et à l'assainissement

Au sein de cette base de données, cinq variables donnent des informations directes sur l'accès à l'eau et à l'assainissement et sont toutes des variables qualitatives. Trois variables concernent l'accès à l'eau (2 variables) et à l'assainissement (1 variable) au sein du domicile du ménage. Les deux autres permettent d'évaluer l'appréciation de ces deux services par le répondant du ménage. Le Tableau 13 présente les modalités associées à chacune de ces variables et donne les pourcentages de la population associés à chacune des modalités.

Tableau 13 : Variables et modalités associées à l'accès à l'eau et à l'assainissement – Statistiques descriptives

| Variables | Pourcentage (%) |
|--|-----------------|
| 1. Est-ce que le ménage a de l'eau canalisée dans au moins une pièce de la maison ? | |
| <i>Oui</i> | 81 |
| <i>Non</i> | 19 |
| 2. L'eau utilisée dans la maison provient : | |
| <i>Réseau général de distribution de l'eau</i> | 71 |
| <i>Puits ou source</i> | 23 |
| <i>Autre origine</i> | 6 |
| 3. De quelle forme est l'évacuation de l'eau de cette pièce ? | |
| <i>Réseau général d'évacuation des eaux usées ou pluviales</i> | 21 |
| <i>Fosse septique</i> | 27 |
| <i>Fosse rudimentaire</i> | 36 |
| <i>Directement dans un fossé, une rivière, un lac ou un étang</i> | 5 |
| <i>Autre ou non concerné</i> | 10 |
| 4. Comment évaluez-vous les conditions de logement relatives au service d'eau ? | |
| <i>Bon</i> | 58 |
| <i>Mauvais</i> | 24 |
| <i>Ne se prononce pas ou non concerné</i> | 18 |
| 5. Comment évaluez-vous les conditions de logement relatives au service d'évacuation sanitaire des eaux ? | |
| <i>Bon</i> | 27 |
| <i>Mauvais</i> | 15 |
| <i>Ne se prononce pas ou non concerné</i> | 58 |

Sources : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE. Traduction du portugais par l'auteur.

¹⁵⁸ Cette opération conduit au passage d'un échantillon de 59700 ménages à un échantillon constitué de 55142 ménages.

Ces cinq variables sont mobilisées pour la construction de différents indicateurs d'accès à l'eau et à l'assainissement. Une variable dichotomique, permettant de discriminer le fait d'avoir un bon accès aux deux services, sera tout particulièrement analysée. Elle est construite comme suit. Une valeur de « 1 » est assignée aux ménages ayant répondu qu'ils ont accès aux services au sein de leur logement et par le réseau et qu'ils en sont satisfaits. Si ce n'est pas le cas, le ménage se voit attribuer la valeur « 0 » pour cette variable. Nous nommons cette variable « **variable WSS** » pour la suite de ce chapitre.

Le Tableau 14 présente des statistiques descriptives concernant l'accès à l'eau et à l'assainissement mesuré par cette variable. Il décrit donc le pourcentage de ménages ayant accès aux services au sein de leur logement par le réseau et en étant satisfaits.

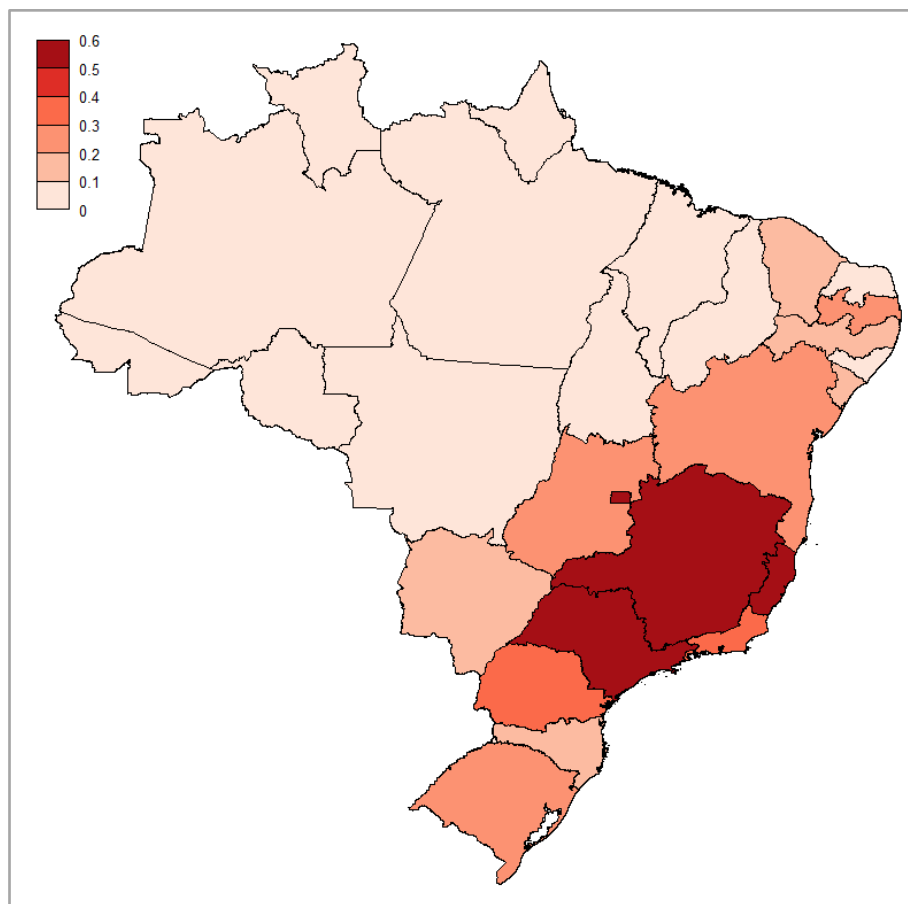
Tableau 14 : Pourcentage des ménages avec accès par le réseau et satisfaits par région et par urbain/rural

| | Urbain | Rural | Total | % Urbain |
|--------------|--------|-------|-------|----------|
| Nord | 6,27 | 0,97 | 4,67 | 73,53 |
| Nordeste | 18,06 | 1,11 | 14,15 | 73,13 |
| Sudeste | 63,3 | 9,05 | 53,03 | 92,95 |
| Sud | 32,29 | 1,93 | 25,18 | 84,93 |
| Centre-Ouest | 28,83 | 1,09 | 21,71 | 88,8 |
| Total | 31,89 | 2,79 | 25,07 | 84,36 |

Source : Auteur. Données : POF 2009/2009 – IBGE.

Ce tableau nous donne un premier enseignement sur les différences d'accès à ces services dans le contexte brésilien. Au regard des statistiques obtenues, nous voyons que les disparités entre régions et entre niveaux d'urbanité sont très élevées. En effet, moins de 3% des ménages ruraux ont un bon accès alors que l'on obtient environ 32% de caractéristiques satisfaisantes en milieu urbain. Les différences entre régions sont aussi importantes et se retrouvent à l'échelle des États comme le montre la Figure 30.

Cette figure montre que les États du Nord et du Nordeste sont les plus concernés par le manque d'accès à ces services, même si les États de Bahia et de Paraná dans les Nordeste ont des performances relativement meilleures. L'État du Mato Grosso dans la région Centre-Ouest se rapproche des performances des États de la région Nord. Celui-ci possède d'ailleurs des caractéristiques proches des États du Nord puisque cet État fait partie de la région amazonienne et en partage les problématiques principales (déforestation, agriculture...).

Figure 30 : Pourcentage des ménages avec accès par le réseau et satisfaits par État

Source : Auteur, carte réalisée sous R. Données : POF 2008-2009 – IBGE.

Afin de tester la validité des résultats obtenus avec la variable dépendante précédente, nous envisageons d'autres variables endogènes mesurant l'accès à l'eau et à l'assainissement. Deux variables sont créées de la même manière que précédemment, mais l'une ne mobilise que les variables objectives (question 1, 2 et 3 du Tableau 13), tandis que l'autre se focalise sur les variables subjectives (question 4 et 5 du Tableau 13). Deux autres variables obtenues à partir d'une Analyse des Correspondances Multiples (ACM), construite à partir des cinq variables du Tableau 13, sont également étudiées. La première variable est obtenue en construisant quatre groupes à partir des quartiles associés à la variable continue correspondant aux coordonnées des ménages sur le premier axe de cette ACM. Cet axe est particulièrement intéressant puisque les modalités y sont classées du plus mauvais au meilleur accès et qu'il constitue la variable synthétique permettant de capter le maximum d'inertie à partir de l'information issue des variables qualitatives initialement mobilisées. La seconde variable est obtenue par une méthode de classification mixte sur la base des résultats de l'ACM. Cette méthode nous permet d'identifier trois groupes distincts : le premier est caractérisé par des ménages ayant un mauvais accès, le second par des ménages ayant des formes d'accès

intermédiaires mais n'en étant pas satisfaits et le dernier par des ménages ayant un bon accès. Ces deux variables sont polytomiques et nécessitent donc l'emploi de régressions logistiques multinomiales et multinomiales ordonnées. L'élaboration détaillée de ces variables est présentée en annexe (Annexe 4)¹⁵⁹.

3.2.3 Variables explicatives : caractéristiques du domicile et du ménage

Dans notre modèle, nous intégrons des caractéristiques des ménages, du chef de ménage et du domicile afin d'expliquer l'accès aux services d'eau et d'assainissement. Des variables caractérisant l'État auquel le ménage appartient sont également intégrées sous la forme de *dummies*.

Les variables utilisées sont celles traditionnellement étudiées dans les analyses économétriques basées sur des enquêtes ménages. Trois variables décrivent la composition du ménage : le nombre d'individus au sein du ménage, le nombre de personnes âgées et le nombre d'enfants. Concernant les caractéristiques socio-économiques, le revenu par tête au sein du ménage est utilisé ainsi que des caractéristiques associées au chef de ménage comme le niveau d'éducation et la catégorie socio-professionnelle. L'ethnicité et le genre du chef de ménage sont également mobilisés. Enfin, les caractéristiques du logement sont intégrées à travers sa localisation (urbain / rural) et le statut des occupants (locataire ou non).

Le Tableau 15 reprend les statistiques descriptives associées à ces différentes variables explicatives. Pour les variables quantitatives, ce tableau inclut la moyenne pour l'ensemble de l'échantillon, pour les ménages ayant accès aux réseaux et étant satisfaits et pour les autres ménages. Un test de comparaison de moyennes entre les deux sous échantillons est également reporté. Pour les variables dichotomiques, nous présentons le pourcentage de personnes ayant la caractéristique associée au sein de l'échantillon et dans les deux sous-échantillons. Un test de χ^2 permettant de comparer les deux sous-échantillons est effectué pour chacune de ces modalités.

¹⁵⁹ Ces calculs sont réalisés à partir du logiciel SPAD.

Tableau 15 : Statistiques descriptives des variables explicatives à l'échelle du ménage – Échantillon : Brésil

| | Ménages | Ménages avec bon accès | Ménages avec mauvais accès | Différence |
|--|---------|------------------------|----------------------------|------------|
| Nombre d'individus dans le ménage | 3,30 | 3,09 | 3,42 | -0,33*** |
| Moyenne d'âge chef de famille | 47,8 | 49,2 | 46,9 | 2,3*** |
| Revenu par tête (R\$) | 1045,8 | 1521,1 | 757,1 | 764*** |
| Proportion de mineurs | 0,25 | 0,21 | 0,27 | -0,06*** |
| Proportion de retraités | 0,16 | 0,19 | 0,15 | 0,04*** |
| Pourcentage de locataires | 16,5% | 22,1% | 13,1% | 9,0%*** |
| Pourcentage de femmes chefs de famille | 30,8% | 33,6% | 29,1% | 4,5%*** |
| Niveau d'urbanité (en pourcentage) | | | | |
| <i>Capitale</i> | 23,6% | 34,6% | 17,0% | 17,6%*** |
| <i>Reste des zones urbaines</i> | 60,6% | 64,0% | 58,6% | 5,4%*** |
| <i>Rural</i> | 30,8% | 1,4% | 24,4% | -23%*** |
| Niveau d'éducation (en pourcentage) | | | | |
| <i>Faible</i> | 13,1% | 9,7% | 15,2% | -5,5%*** |
| <i>Moyen</i> | 56,5% | 49,7% | 60,6% | -10,9%*** |
| <i>Élevé</i> | 19,7% | 22,6% | 18,0% | 7%*** |
| <i>Supérieur</i> | 10,6% | 18,0% | 6,2% | 11,8%*** |
| Métier du Chef de famille (en pourcentage) | | | | |
| <i>Employé public</i> | 32,9% | 35,4% | 31,4% | 4%*** |
| <i>Employé privé</i> | 14,4% | 14,5% | 14,4% | 0,1% |
| <i>Employeur</i> | 3,2% | 4,0% | 2,7% | 1,3%*** |
| <i>Propre compte</i> | 23,0% | 18,4% | 25,8% | -7,4%*** |
| <i>Sans emploi</i> | 26,4% | 27,7% | 25,7% | 2%** |
| Ethnicité (en pourcentage) | | | | |
| <i>Blanc</i> | 25% | 60,9% | 41,9% | 19%*** |
| <i>Noir</i> | 9% | 7,5% | 9,7% | -2,2%*** |
| <i>Asiatique</i> | 0% | 0,8% | 0,4% | 0,4%** |
| <i>Métis</i> | 63% | 30,1% | 47,2% | -17,1%*** |
| <i>Indigène</i> | 63% | 0,3% | 0,5% | -0,2%* |
| <i>Non précisée</i> | 1% | 0,3% | 0,3% | 0,0% |

* Significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

À la lecture de ce tableau, nous pouvons identifier le fait que les ménages ayant un accès de qualité aux services sont en moyenne plus riches, et sont plus souvent locataires et urbains que ceux n'ayant pas d'accès. Ils sont également composés d'une proportion plus importante de retraités et sont moins nombreux dans le foyer. Parmi ceux-ci, le chef de ménage est en moyenne plus éduqué, plus âgé et plus souvent une femme que dans le reste de l'échantillon. Son niveau d'éducation est plutôt élevé et il s'agit plus souvent d'un employé public ou d'un employeur. Enfin, cet individu est plus souvent blanc ou d'origine asiatique. Ces résultats nous donnent une première information sur les profils des ménages ayant accès à l'eau et à

l'assainissement. Cependant, il demeure nécessaire d'effectuer des analyses économétriques afin de comprendre comment ces différentes variables influencent le phénomène étudié.

3.2.4 Méthodes économétriques : régressions logistiques et logistiques multinomiales

Différentes modélisations peuvent être utilisées en fonction du type de variable dépendante mobilisé (variables qualitatives polytomiques ordonnées et dichotomiques)¹⁶⁰. Si la variable à expliquer est binaire, nous utilisons un modèle de régression logistique qui peut être présenté comme suit :

$$\text{logit} \{Pr(y_i = 1|X_i)\} \equiv \ln \left\{ \frac{Pr(y_i = 1|X_i)}{1 - Pr(y_i = 1|X_i)} \right\} = X_i\beta \quad (11)$$

Avec X_i un vecteur de variables explicatives pour l'individu i et β un vecteur de paramètres de régression à estimer. Cela correspond à la formulation du modèle linéaire généralisé aux variables dichotomiques.

Si la variable à expliquer est polytomique, deux régressions différentes sont mobilisées. Dans le cas général, une régression logistique multinomiale peut être utilisée et correspond à la réalisation de $J-1$ régressions pour une variable à expliquer possédant J modalités. Une modalité est alors considérée comme modalité de référence. Le modèle s'écrit alors comme suit pour toutes les modalités sauf pour la modalité de référence :

$$\ln \left\{ \frac{Pr(y_i = j|X_i)}{Pr(y_i = 1|X_i)} \right\} = X_i\beta_j \quad (12)$$

Avec 1 la modalité de référence et β_j le vecteur des coefficients correspondants à la modalité J .

Si la variable à expliquer est ordinale, un autre modèle complémentaire peut être estimé, il s'agit du modèle logistique multinomial ordonné. Dans ce cas, la probabilité à estimer est $Pr(y_i \leq j)$. Contrairement au modèle logistique multinomial, un seul coefficient est estimé pour chaque variable explicative mais une constante différente est attribuée à chaque niveau de la variable à expliquer. Cette formulation aboutit donc à l'équation suivante :

$$\ln \left(\frac{Pr(y_i \leq j)}{1 - Pr(y_i \leq j)} \right) = \alpha_j + X_i\beta \quad (13)$$

¹⁶⁰ Ces modèles sont estimés en utilisant le logiciel STATA avec les fonctions suivantes : *logit*, *ologit* et *mlogit*.

Étant donné la structure complexe de l'échantillonnage, nous estimons le modèle en prenant en compte les pondérations associées à chacun des ménages afin de faire correspondre l'échantillon utilisé à un échantillon représentatif de la population brésilienne recensée en 2010¹⁶¹. Nous présentons donc des résultats robustes par groupe, autrement dit des *cluster-robust standard errors*¹⁶², à l'échelle des *Primary Sampling Units* (PSUs qui correspondent ici aux secteurs censitaires, voir Annexe 3). Étant donné le grand nombre de PSUs, la correction des erreurs par une méthode comme celle-ci est la plus pertinente (Kézdi, 2004)¹⁶³.

Avant de procéder aux analyses économétriques, nous vérifions l'absence de multi-colinéarité en calculant les statistiques VIF¹⁶⁴ associées aux variables explicatives et en réalisant un tableau de corrélation entre ces mêmes variables. Les résultats obtenus, présentés dans l'Annexe 5, montrent qu'il n'existe pas de problème de multicollinéarité dans notre contexte.

Après avoir décrit les données et les méthodes utilisées, nous proposons dans la sous-section suivante de présenter et d'interpréter les résultats économétriques obtenus sur notre sujet d'étude.

3.3 Résultats et interprétations

Dans cette sous-section, nous présentons les résultats des estimations économétriques permettant d'identifier les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement des ménages. Dans un premier temps, plusieurs régressions sont effectuées sur l'ensemble du Brésil et donnent une première lecture des déterminants de cet accès (sous-section 3.3.1). Dans un second temps, la sous-section 3.3.2 développe l'analyse des différences entre les régions du Nord et du Nordeste et les trois autres régions du Brésil. Nous nous intéressons aussi plus particulièrement à la variable revenu dans la sous-section 3.3.3. Dans un dernier temps, nous contrôlons la stabilité de nos résultats grâce à l'utilisation d'autres variables à expliquer captant de manière différente l'accès à l'eau et à l'assainissement (sous-section 3.3.4).

¹⁶¹ Pour ce faire, la commande « *svy* : » est utilisée sous STATA.

¹⁶² Écarts-types robustes par groupe. « *The output VCE : linearized means that the VCE will be estimated using Taylor linearization, which is analogous to cluster-robust methods in the nonsurvey case* » (Cameron et Trivedi, 2009, p.165).

¹⁶³ Concernant les tests effectués dans les modèles prenant en compte la structure complexe des données, voir Stata Corp (2013) aux pages 91 et 92, et Korn et Graubard, (1990) pour le test associé à la significativité du modèle.

¹⁶⁴ La statistique *Variance Inflation Factor* (VIF) permet de tester les éventuels problèmes associés à une colinéarité trop élevée entre les variables explicatives. Si la statistique VIF augmente, cela signifie que la colinéarité avec les autres variables du modèle augmente. Ainsi, la littérature économétrique recommande des valeurs de VIF inférieures à 10 pour toutes les variables explicatives et une moyenne inférieure à 5 (Gujarati, 2004).

3.3.1 Régressions sur le Brésil : premiers résultats et prise en compte de la stratification

Le Tableau 16 présente trois régressions portant sur le Brésil dans sa totalité. La variable à expliquer dans ces modèles est la variable WSS. Pour rappel, celle-ci est une variable dichotomique qui oppose les ménages ayant accès aux services par le réseau et déclarant que ceux-ci sont de bonne qualité à tous les autres ménages. Les modèles 1 et 2 du Tableau 16 n'intègrent pas le processus d'échantillonnage propre aux données de la POF évoqué dans la sous-section 3.2.1. La différence entre ces deux régressions consiste en l'intégration dans la seconde spécification de *dummies* associées à chaque État afin de capter la variabilité propre à chacune de ces unités. La dernière spécification reprend la seconde, en intégrant la pondération des ménages proposée par l'IBGE.

Concernant les caractéristiques du ménage, les variables significatives sont le revenu par tête, la proportion d'enfants et de personnes âgées et le statut du logement (locataire ou propriétaire). Comme attendu, le revenu par tête a une influence positive sur la probabilité d'avoir accès aux services. En revanche, la proportion d'enfants a un impact négatif sur cette probabilité. Lorsqu'elle est significative, l'augmentation du nombre d'occupants d'un ménage diminue la probabilité d'avoir un accès aux services. Cette observation n'est pas robuste puisqu'elle devient non significative lors de l'ajout des *dummies* États. Le fait d'être locataire a également un effet positif sur le fait d'avoir accès à l'eau et à l'assainissement. La variable « urbanité », quant à elle, semble capter une part importante de la variabilité totale puisque les modalités associées à cette variable sont les plus significatives quel que soit le modèle choisi¹⁶⁵. Les coefficients associés à ces modalités permettent de montrer que les ménages vivant dans des zones urbaines ont une probabilité plus forte d'avoir un bon accès aux services d'eau et d'assainissement. Ceci confirme le fait que l'organisation de ces services est plus complexe à mettre en place dans les zones rurales étant donné la nécessité d'infrastructures sur des distances importantes.

¹⁶⁵ Si cette variable est retirée du modèle, le pseudo-R² diminue et passe d'une valeur de 0,327 à 0,231 (modèle non présenté ci-dessus).

Tableau 16 : Régressions avec introduction de la stratification – Échantillon : Brésil – Variable à expliquer : variable WSS¹⁶⁶

| | 1. Modèle de base | | | 2. Modèle avec variables étatiques | | | 3. Modèle avec stratification | | |
|---|-------------------|--------------|--------------|------------------------------------|---------|--------------|-------------------------------|------------------------|--------------|
| | Coeff. | EM° | t-stat (P.) | Coeff. | EM° | t-stat (P.) | Coeff. | EM° | t-stat (P.) |
| Constante | - 4,895 | | 39,0 *** | - 8,609 | | 21,9 *** | - 8,724 | | 14,3 *** |
| Caractéristiques du ménage | | | | | | | | | |
| Taille du ménage | - 0,029 | - 0,004 | 3,3 *** | 0,011 | 0,001 | 1,0 | 0,023 | 0,004 | 1,6 |
| Proportion d'enfants | - 0,389 | - 0,059 | 6,3 *** | - 0,358 | - 0,039 | 5,1 *** | - 0,363 | - 0,072 | 3,4 *** |
| Proportion de personnes âgées | - 0,042 | - 0,006 | 0,8 | - 0,096 | - 0,010 | 1,5 | 0,012 | 0,002 | 0,1 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | | | | | | | |
| Capital de l'Etat | 2,862 | 0,572 | 55,8 *** | 3,738 | 0,665 | 68,5 *** | 3,514 | 0,705 | 30,7 *** |
| Urbain hors capital | 2,516 | 0,360 | 58,1 *** | 2,710 | 0,292 | 51,1 *** | 2,649 | 0,445 | 22,7 *** |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,151 | 0,023 | 9,0 *** | 0,104 | 0,011 | 5,9 *** | 0,096 | 0,019 | 3,4 *** |
| Locataire | 0,428 | 0,071 | 13,6 *** | 0,380 | 0,045 | 10,4 *** | 0,415 | 0,087 | 6,7 *** |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | | | | | | | |
| Femme | 0,041 | 0,006 | 1,7 * | 0,059 | 0,006 | 2,1 ** | 0,085 | 0,017 | 1,9 * |
| Age | 0,035 | 0,005 | 8,4 *** | 0,013 | 0,001 | 2,7 *** | 0,008 | 0,002 | 1,2 |
| Age au carré (/1000) | - 0,024 | - 0,004 | 5,6 *** | - 0,004 | - 0,000 | 0,7 | 0,002 | 0,000 | 0,4 |
| Education (Aucune) | | | | | | | | | |
| Basique | 0,265 | 0,040 | 8,0 *** | 0,103 | 0,011 | 2,7 *** | 0,081 | 0,016 | 1,4 |
| Moyenne | 0,499 | 0,083 | 11,5 *** | 0,418 | 0,050 | 8,3 *** | 0,396 | 0,082 | 4,7 *** |
| Supérieure | 0,695 | 0,124 | 11,7 *** | 0,674 | 0,090 | 9,4 *** | 0,678 | 0,148 | 6,2 *** |
| CSP (Non rémunéré) | | | | | | | | | |
| Employé public | 0,184 | 0,028 | 5,1 *** | 0,034 | 0,004 | 0,8 | 0,061 | 0,012 | 1,1 |
| Employé privé | - 0,153 | - 0,022 | 4,1 *** | - 0,006 | - 0,001 | 0,1 | 0,052 | 0,010 | 0,8 |
| Employeur | 0,004 | 0,001 | 0,1 | 0,098 | 0,011 | 1,3 | 0,140 | 0,029 | 1,3 |
| Propre compte | - 0,166 | - 0,024 | 4,8 *** | - 0,110 | - 0,012 | 2,7 ** | - 0,067 | - 0,013 | 1,2 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | | | | | | | |
| Blanc | 0,354 | 0,055 | 8,8 *** | 0,401 | 0,045 | 8,4 *** | 0,493 | 0,097 | 7,2 *** |
| Asiatique | 0,220 | 0,035 | 1,4 | 0,506 | 0,066 | 2,6 *** | 0,697 | 0,156 | 2,5 *** |
| Métis | - 0,186 | - 0,028 | 4,7 *** | 0,148 | 0,016 | 3,2 *** | 0,162 | 0,032 | 2,6 *** |
| Indigène | - 0,560 | - 0,071 | 4,0 *** | - 0,295 | - 0,028 | 1,7 | 0,017 | 0,003 | 0,1 |
| Non exprimée | 0,263 | 0,043 | 1,4 | 0,294 | 0,035 | 1,4 | 0,289 | 0,061 | 0,9 |
| Caractéristiques de l'Etat | | | | | | | | | |
| Dummies Etats | | Non | | Oui | | Oui | | Oui | |
| Nombre d'observations | | 55152 | | 55152 | | 55152 | | 55152 | |
| Taille de la population | | | | | | | | 1,90E+08 | |
| Nombre de strates (postStrata) | | | | | | | | 550 (62) | |
| Nombre de PSUs | | | | | | | | 4694 | |
| Pseudo R ² | | 0,147 | | 0,327 | | | | | |
| Wald Chi2 (Prob.) | | 5234 (0,000) | | 10373 (0,000) | | | | Fisher : 51,84 (0,000) | |

* significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Modèle 3 avec *cluster robust standard errors*

° EM : effets marginaux. dy/dx est pour un changement discret de 0 à 1 pour les variables dummies

Source : Auteur. Données : POF 2008-2009 (IBGE).

Les caractéristiques associées au chef de ménage ont également une influence sur l'accès à l'eau et à l'assainissement. Les caractéristiques ayant l'influence la plus stable sont l'âge et l'éducation. L'augmentation de l'âge du chef de ménage a une influence positive sur l'accès à ces services. De même, l'augmentation du niveau d'études augmente la probabilité d'avoir un bon accès aux services. Deux autres facteurs sont souvent significatifs : le sexe et la couleur de peau. Le fait qu'une femme soit chef de ménage a une influence positive sur le fait d'avoir un accès à ces services. Ce résultat conduirait à confirmer le fait que les femmes, en tant que

¹⁶⁶ Ce tableau présente à la fois les coefficients des régressions, mais également les effets marginaux qui sont directement interprétables (Bressoux, 2010).

chef de ménage, consacrent une part plus grande de leurs revenus pour les dépenses d'hygiène et de santé. La couleur de peau, quant à elle, a une influence sur l'accès dans certaines configurations. En effet, dans la configuration avec stratification, le fait d'être blanc, métis ou asiatique a une influence positive sur l'accès par rapport au fait d'avoir une couleur de peau noire. Dans ce contexte, l'effet marginal le plus élevé concerne les personnes asiatiques qui ont, au point moyen, 15% de chances supplémentaires d'avoir un bon accès et d'en être satisfait par rapport aux personnes déclarant une couleur de peau noire. Cet effet marginal est de 9,7% pour les personnes se déclarant blanches et de 3,2% pour les personnes métisses. Ceci est intéressant puisqu'au Brésil la couleur de peau est souvent considérée comme n'ayant pas d'influence sur les conditions sociales des individus (Théry, 2012). Dans notre contexte, il est possible d'affirmer que le fait d'avoir une couleur de peau noire est défavorable pour l'accès à l'eau et à l'assainissement. En revanche, il demeure impossible de déterminer avec nos données si cette inégalité raciale correspond à du racisme environnemental suivant la classification proposée au sein de la littérature sur la justice environnementale (Baden et Coursey, 2002). Enfin, l'effet de la catégorie socio-professionnelle semble faible puisque l'ajout des contextes étatiques et de la stratification rendent les résultats non significatifs. Ceci peut éventuellement s'expliquer par le lien existant entre cette dimension et les revenus ou l'éducation.

Lors de l'inclusion des *dummies* États, entre le premier et deuxième modèle du Tableau 16, le pseudo- R^2 augmente de 0,147 à 0,327. Cette forte différence montre le fait que de nombreuses caractéristiques inobservées sont présentes à l'échelle de l'État.

Ces premiers résultats nous informent sur les variables déterminantes de l'accès à l'eau et à l'assainissement, mais nous informent peu sur le rôle des différences entre régions. Pourtant, dans la première section, nous avons identifié de nombreuses différences entre les régions brésiliennes que cela soit au niveau de la situation politique, économique ou environnementale. À partir de ce constat, il serait donc intéressant de savoir si la relation identifiée à l'échelle du Brésil est identique dans toutes les régions. Pour ce faire, nous proposons dans la sous-section suivante deux régressions sur deux sous-échantillons. Le premier correspond aux régions du Nord et du Nordeste, régions qui seront au centre du chapitre suivant. Le second regroupe le Sud, le Sudeste et le Centre-Ouest.

3.3.2 Comparaisons des estimations pour les différentes régions brésiliennes

Suite aux travaux effectués dans les deux premières sections, des différences fortes ont été identifiées entre les régions du Nord et du Nordeste et celles du Sud, du Sudeste et du Centre-Ouest. À partir de ce constat, le Tableau 17 présente les résultats des régressions sur l'échantillon du Brésil (ce qui reprend la troisième régression du tableau précédent), et sur les deux sous-échantillons proposés ci-dessus avec les ménages des régions Nord et Nordeste dans le premier, et ceux des régions Sud, Sudeste et Centre-Ouest dans le second. La dernière ligne du tableau présente le résultat d'un test de stabilité structurelle permettant d'identifier si les déterminants dans les deux sous-échantillons sont significativement différents.

Ce test de stabilité structurelle est l'équivalent d'un test de Chow adapté à une régression logistique. Ce test permet d'évaluer s'il existe une relation différente entre l'accès à l'eau et l'assainissement et les déterminants étudiés au sein des deux sous-échantillons. Si c'est le cas, l'hypothèse nulle, correspondant à l'existence de deux sous-modèles identiques, est rejetée.

Le test de stabilité structurelle montre que les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement sont significativement différents dans les deux sous-échantillons. Néanmoins, dans le détail, l'influence des déterminants est relativement proche entre les deux sous-échantillons. En effet, aucun déterminant ne change de signe entre les deux sous-échantillons, même si la significativité n'est pas toujours présente pour les mêmes variables. Par exemple, le rôle de l'éducation est plus fort dans le Nord et le Nordeste et ce dès un niveau faible d'éducation alors que l'influence se fait pour des niveaux d'éducation plus élevés dans le second échantillon.

Parmi les variables étudiées, le revenu a toujours une influence significative et positive sur l'accès à ces services. Pour mieux comprendre le rôle de cette variable explicative, il peut être intéressant de la spécifier différemment afin d'identifier d'éventuelles non-linéarités dans la relation entre cette dimension et l'accès aux services.

Tableau 17 : Régressions sur deux sous-échantillons régionaux – Variable à expliquer : variable WSS¹⁶⁷

| | 1. Modèle sur le Brésil | | 2. Modèle avec N et NE | | 3. Modèle CO, SE et S | |
|---|-------------------------|--------------|------------------------|--------------|-----------------------|--------------|
| | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) |
| Constante | - 8,724 | 14,3 *** | - 8,061 | 11,4 *** | - 4,130 | 12,3 *** |
| Caractéristiques du ménage | | | | | | |
| Taille du ménage | 0,023 | 1,6 | - 0,021 | 0,9 | 0,043 | 2,3 ** |
| Proportion d'enfants | - 0,363 | 3,4 *** | - 0,541 | 3,6 *** | - 0,315 | 2,3 ** |
| Proportion de personnes âgées | 0,012 | 0,1 | - 0,196 | 1,4 | 0,029 | 0,3 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | | | | |
| Capital de l'Etat | 3,514 | 30,7 *** | 2,990 | 7,5 *** | 3,699 | 34,2 *** |
| Urbain hors capital | 2,649 | 22,7 *** | 2,164 | 7,5 *** | 2,819 | 24,3 *** |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,096 | 3,4 *** | 0,100 | 2,9 *** | 0,096 | 2,8 *** |
| Locataire | 0,415 | 6,7 *** | 0,390 | 4,1 *** | 0,426 | 5,8 *** |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | | | | |
| Femme | 0,085 | 1,9 * | 0,090 | 1,2 | 0,092 | 1,7 * |
| Age | 0,008 | 1,2 | 0,002 | 0,2 | 0,010 | 1,1 |
| Age au carré (/1000) | 0,002 | 0,4 | 0,006 | 0,7 | 0,003 | 0,3 |
| Education (Aucune) | | | | | | |
| Basique | 0,081 | 1,4 | 0,223 | 2,7 *** | 0,008 | 0,1 |
| Moyenne | 0,396 | 4,7 *** | 0,468 | 4,0 *** | 0,351 | 3,3 *** |
| Supérieure | 0,678 | 6,2 *** | 0,834 | 4,4 *** | 0,607 | 4,8 *** |
| CSP (Non rémunéré) | | | | | | |
| Employé public | 0,061 | 1,1 | 0,216 | 2,1 | 0,025 | 0,4 |
| Employé privé | 0,052 | 0,8 | 0,107 | 1,0 | 0,040 | 0,5 |
| Employeur | 0,14 | 1,3 | 0,174 | 0,8 | 0,134 | 1,1 |
| Propre compte | - 0,067 | 1,2 | 0,065 | 0,7 | - 0,109 | 1,5 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | | | | |
| Blanc | 0,493 | 7,2 *** | 0,461 | 3,8 *** | 0,494 | 6,1 *** |
| Asiatique | 0,697 | 2,5 *** | 0,505 | 1,2 | 0,735 | 2,3 ** |
| Métis | 0,162 | 2,6 *** | 0,303 | 3,2 *** | 0,100 | 1,3 |
| Indigène | 0,017 | 0,1 | - 0,260 | 0,7 | 0,150 | 0,4 |
| Non exprimée | 0,289 | 0,9 | 0,742 | 1,2 | 0,082 | 0,2 |
| Caractéristiques de l'Etat | | | | | | |
| Dummies Etats | Oui | | Oui | | Oui | |
| Nombre d'observations | 55152 | | 26461 | | 28691 | |
| Taille de la population | 1,90E+08 | | 6,91E+07 | | 1,21E+08 | |
| Nombre de strates (postStrata) | 550 (62) | | 253 (36) | | 297 (26) | |
| Nombre de PSUs | 4694 | | 2172 | | 2522 | |
| Fisher (Prob.) | 51,84 (0,000) | | 22,94 (0,000) | | 42,96 (0,000) | |
| Test de stabilité (réalisé sur le modèle sans les pondérations) | | | | | 4464 (0,000) | |

* significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Modèles avec *cluster robust standard errors*

Source : Auteur. Données: POF 2008-2009 (IBGE).

3.3.3 Analyse détaillée de l'influence du revenu sur l'accès à l'eau et à l'assainissement

Dans cette section, nous développons l'analyse de la variable revenu comme déterminant de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Cette variable est particulièrement importante puisqu'elle

¹⁶⁷ Pour ce modèle, les effets marginaux associés à l'effet des variables indépendantes sont présentés dans l'Annexe 6.

est fortement associée aux enjeux de justice, et en particulier à la question de savoir comment les formes d'inégalités se cumulent entre elles.

Pour comprendre de manière plus détaillée l'influence du revenu sur l'accès aux services d'eau et d'assainissement, plusieurs spécifications sont proposées. L'utilisation de ces différentes spécifications permet de capter deux problèmes liés à cette variable explicative spécifique : les non-linéarités potentielles entre le revenu et l'accès aux services, et les économies d'échelle associées à la taille du ménage. Nous nous focalisons ici sur l'étude des relations non-linéaires pouvant exister entre le revenu et l'accès aux services étudiés. Pour cela, quatre représentations différentes du revenu sont mobilisées : deux sont construites sous forme de classes de revenus et deux mobilisent la méthode des *splines* de revenus. Nous les comparons à la spécification précédente, c'est-à-dire au revenu par tête¹⁶⁸. Cette spécification de référence est présentée dans la première colonne des résultats économétriques du Tableau 18.

Pour capter les non-linéarités associées à l'influence du revenu sur l'accès à l'eau et à l'assainissement, nous avons recours à des variables ordinales représentant des quantiles ou mobilisant des classes de revenus basées sur des seuils caractéristiques du pays considéré (salaire minimum par exemple). Ici, nous reprenons les catégories proposées par l'IBGE qui sont construites à partir de seuils correspondant à un nombre de salaires minimums afin d'aboutir à 8 classes de revenus différentes¹⁶⁹ (régression 2). Nous utilisons également une variable basée sur la représentation du revenu en quintile (régression 3). Ces deux variables permettent de mesurer l'influence du passage d'une classe de revenu à une autre. Néanmoins, celle-ci ne permet pas de mesurer le rôle d'une unité supplémentaire de revenu au sein de la classe considérée.

L'utilisation de *splines* peut être utilisée pour dépasser cette limite (Greene, 2003). En effet, cette méthode permet de caractériser séparément l'influence du revenu suivant le niveau de revenu étudié. Ainsi, nous pourrions étudier isolément l'effet d'une unité supplémentaire de revenu dans chaque quintile.

¹⁶⁸ D'autres représentations pourraient être utilisées en dissociant par exemple les enfants et les adultes ou en appliquant une échelle d'équivalence. Ces représentations des revenus ne sont pas utilisées ici, l'analyse s'attardant principalement sur l'identification de non-linéarités. L'analyse du revenu par tête plutôt que celui du ménage est déjà une manière de prendre en compte des possibles économies d'échelle au sein du ménage.

¹⁶⁹ Les seuils pour les classes de revenus par tête sont alors les suivants : inférieur à la moitié du salaire minimum, entre 1/2 et 1 salaire minimum, entre 1 et 2 salaires minimums, entre 2 et 3 salaires minimums, entre 3 et 5 salaires minimums, entre 5 et 10 salaires minimums, entre 10 et 20 salaires minimums et au-dessus de 20. Le salaire minimum au Brésil était en 2008 de 415 R\$ mensuels.

Pour ce faire, deux constructions basées sur ces *splines* sont proposées afin de contrôler l'effet marginal et l'effet global d'une unité monétaire supplémentaire au sein de chaque catégorie de revenu. Pour cela, on transforme la variable du revenu en $k+1$ *splines*. On utilise k bornes pour les *splines*. Dans cette section, nous mobilisons les bornes associées aux quintiles de revenus. L'échantillon se divise donc en 5 sous-groupes de revenus. La première spécification, basée sur l'effet total, est la suivante (ici avec trois seuils a , b et c) :

$$S(X) = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 X & \text{si } X < a \\ \beta_0 + \beta_2(X - a) & \text{si } a \leq X < b \\ \beta_0 + \beta_3(X - b) & \text{si } b \leq X < c \\ \beta_0 + \beta_4(X - c) & \text{si } c \leq X \end{cases}$$

Dans cette configuration, chaque nouveau coefficient remplace le précédent et correspond donc à l'effet total. Par exemple, en « a », on passe d'une pente de β_1 à β_2 . Le coefficient β_2 capte alors l'effet total associé au revenu entre a et b . La présence du « $-a$ » permet d'assurer la continuité en « a ». Cette spécification permet de voir l'évolution du coefficient associé au revenu, mais ne permet pas de savoir si le changement est significatif. Pour cela nous mobilisons une seconde spécification, basée sur l'effet marginal et qui se construit comme suit :

$$S(X) = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 X & \text{si } X < a & (1) \\ \beta_0 + \beta_1 X + \beta_2(X - a) & \text{si } a \leq X < b & (2) \\ \beta_0 + \beta_1 X + \beta_2(X - a) + \beta_3(X - b) & \text{si } b \leq X < c & (3) \\ \beta_0 + \beta_1 X + \beta_2(X - a) + \beta_3(X - b) + \beta_4(X - c) & \text{si } c \leq X & (4) \end{cases}$$

Dans cette configuration, l'ajout d'un nouveau coefficient à partir de chaque nouvelle borne permet de modifier le coefficient associé au revenu. Pour illustrer notre propos, nous pouvons observer qu'en « a » la pente passe de β_1 à $\beta_1 + \beta_2$. Le coefficient β_2 capte donc l'effet marginal relatif au changement de classe. Le terme « $-\beta_2 a$ » permet de corriger l'ordonnée à l'origine afin d'avoir continuité en « a ». Ainsi, en « a », l'expression (1) nous donne $\beta_0 + \beta_1 a$ et l'équation (2) : $\beta_0 + \beta_1 a + \beta_2(a - a) = \beta_0 + \beta_1 a$.

Le Tableau 18 regroupe les régressions logistiques réalisées à partir des différentes spécifications du revenu détaillées ci-dessus. Dans ce tableau, les *dummies* États et les caractéristiques du modèle sont également intégrées¹⁷⁰.

¹⁷⁰ Par mesure de simplicité, les coefficients associés à ces variables ne sont pas reportés. Les résultats concernant ces autres variables ne sont que très peu influencés par l'introduction de différentes spécifications du revenu.

Tableau 18 : Régressions avec différentes spécifications du revenu – Échantillon : Brésil – Variable endogène : variable WSS¹⁷¹

| | 1. Revenu par tête | | 2. Classes IBGE | | 3. Quintiles de rev. | | 4. Spline (Tot.) | | 5. Spline (Marg.) | |
|---|--------------------|--------------|-----------------|--------------|----------------------|--------------|------------------|--------------|-------------------|--------------|
| | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) |
| Constante | - 8,724 | 14,3 *** | - 9,090 | 14,9 *** | - 9,075 | 14,9 *** | - 9,274 | 14,8 *** | - 9,274 | 14,8 *** |
| Représentations du revenu | | | | | | | | | | |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,096 | 3,4 *** | | | | | | | | |
| Classes de revenus IBGE (réf rev. faibles) | | | | | | | | | | |
| Classe 2 | | | 0,310 | 4,2 *** | | | | | | |
| Classe 3 | | | 0,600 | 7,8 *** | | | | | | |
| Classe 4 | | | 0,810 | 8,4 *** | | | | | | |
| Classe 5 | | | 1,009 | 9,5 *** | | | | | | |
| Classe 6 | | | 1,320 | 11,4 *** | | | | | | |
| Classe 7 | | | 1,212 | 6,5 *** | | | | | | |
| Classe 8 | | | 1,173 | 3,6 *** | | | | | | |
| Quintiles de revenus (réf: revenus faibles) | | | | | | | | | | |
| Deuxième quintile | | | | | 0,293 | 4,0 *** | | | | |
| Troisième quintile | | | | | 0,512 | 6,5 *** | | | | |
| Quatrième quintile | | | | | 0,709 | 8,4 *** | | | | |
| Cinquième quintile | | | | | 1,048 | 11,2 *** | | | | |
| Splines de revenus (Effet total) | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | 1,612 | 1,8 * | | |
| | | | | | | | 1,628 | 3,1 *** | | |
| | | | | | | | 0,907 | 2,7 *** | | |
| | | | | | | | 0,901 | 5,8 *** | | |
| | | | | | | | 0,036 | 2,0 ** | | |
| Splines de revenus (Effet marginal) | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | 1,612 | 1,8 * |
| | | | | | | | | | 0,016 | 0,0 |
| | | | | | | | | | - 0,721 | 0,9 |
| | | | | | | | | | - 0,055 | 0,0 |
| | | | | | | | | | - 0,866 | 5,5 *** |
| Autres caractéristiques | | | | | | | | | | |
| Variables associées au ménage | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | |
| Variables associées au chef de ménage | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | |
| Dummies Etats | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | | Oui | |
| Nombre d'observations | 55152 | | 55152 | | 55152 | | 55152 | | 55152 | |
| Taille de la population | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | |
| Nombre de strates (postStrata) | 550 (62) | | 550 (62) | | 550 (62) | | 550 (62) | | 550 (62) | |
| Nombre de PSUs | 4694 | | 4694 | | 4694 | | 4694 | | 4694 | |
| Fisher (Prob.) | 51,84 (0,000) | | 50,56 (0,000) | | 47,75 (0,000) | | 49,68 (0,000) | | 49,68 (0,000) | |

* Significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Modèles avec *cluster robust standard errors*

Source : Auteur. Base de données : POF 2008-2009 (IBGE)

Les différentes spécifications du revenu nous permettent d'appréhender plus finement les résultats précédemment développés. La représentation en quintile (modèle 3) nous permet de voir que le fait d'appartenir à n'importe quel autre quintile plus aisé que le premier permet d'avoir un meilleur accès au service d'eau et d'assainissement. De plus, il est possible de voir que chaque quintile permet une augmentation de l'accès à ces services, par rapport au quintile de référence, plus importante que la classe précédente. Le découpage proposé par l'IBGE (modèle 2) offre une lecture un peu différente. Il est alors possible d'observer que l'appartenance à une classe supérieure n'apporte plus de bénéfices supplémentaires en matière d'accès pour les deux dernières classes de revenus. Ce résultat nous conduit à considérer le

¹⁷¹ Pour ce modèle, les effets marginaux associés à l'effet des variables indépendantes sont présentés dans l'Annexe 6.

revenu sous la forme de *splines* de revenu, cette configuration permettant de proposer un coefficient différent pour chaque classe de revenu et de considérer de nouveau le revenu comme une variable continue. Il est alors possible de constater à partir du modèle 4 que la possession d'un Réal supplémentaire a de moins en moins d'effet de la classe 2 à la classe 5, jusqu'à devenir très faible pour les unités monétaires de la dernière classe de revenu. Ces résultats sont confirmés par la dernière représentation. Celle-ci nous montre que le revenu a un effet positif. Cependant, celui-ci devient significativement moins élevé dans la dernière classe de revenu. En effet, au-delà du quatrième quintile, l'ajout d'une unité monétaire supplémentaire a une influence positive plus faible sur la probabilité d'avoir un bon accès à l'eau et à l'assainissement que pour les quintiles précédents.

Finalement, ces résultats révèlent que le revenu est un facteur important pour expliquer l'accès à l'eau et à l'assainissement. Ils nous permettent également d'observer que son effet diminue avec l'augmentation du revenu et que celui-ci devient relativement faible pour le dernier quintile de revenu. Ainsi, dès les premières unités monétaires, le fait d'augmenter le revenu a un effet fortement significatif sur l'accès. Des politiques sociales, permettant une élévation modérée du revenu, pourraient donc potentiellement avoir un impact positif fort sur l'accès aux services et à la satisfaction des ménages associée.

Afin de contrôler la robustesse de nos résultats, nous proposons dans la sous-section suivante de mobiliser d'autres mesures de l'accès à l'eau et à l'assainissement.

3.3.4 *Étude de la sensibilité de la relation à la mesure choisie de l'accès aux services*

Le Tableau 19 présente trois régressions logistiques portant sur l'ensemble du Brésil. Chacune d'entre elles mobilise une variable endogène différente. La première régression reprend les résultats déjà présentés dans le Tableau 16. Elle se base sur l'analyse de l'influence des caractéristiques des ménages sur le fait d'avoir accès à l'eau et à l'assainissement par le réseau et en être satisfait. La deuxième régression permet d'identifier les déterminants de la probabilité d'avoir accès par le réseau (variable Obj) et la troisième ceux de la probabilité d'être satisfait de son accès (variable Subj).

Tableau 19 : Régressions économétriques sur le Brésil – Comparaison de variables endogènes binaires¹⁷²

| | 1. Modèle sur le Brésil | | 2. Modèle sur le Brésil | | 3. Modèle sur le Brésil | |
|---|-------------------------|--------------|-------------------------|--------------|-------------------------|--------------|
| | Var dép : Obj + Subj | | Var dép : Obj | | Var dép : Subj | |
| | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) |
| Constante | - 8,724 | 14,3 *** | - 8,879 | 16,4 *** | - 5,331 | 15,1 *** |
| Caractéristiques du ménage | | | | | | |
| Taille du ménage | 0,023 | 1,6 | 0,025 | 1,7 * | 0,010 | 0,8 |
| Proportion d'enfants | - 0,363 | 3,4 *** | - 0,326 | 3,0 *** | - 0,338 | 3,5 *** |
| Proportion de personnes âgées | 0,012 | 0,1 | - 0,140 | 1,5 | 0,105 | 1,2 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | | | | |
| Capital de l'Etat | 3,514 | 30,7 *** | 4,216 | 39,4 *** | 2,598 | 30,1 *** |
| Urbain hors capital | 2,649 | 22,7 *** | 2,985 | 24,9 *** | 1,866 | 23,0 *** |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,096 | 3,4 *** | 0,133 | 2,9 *** | 0,096 | 3,2 *** |
| Locataire | 0,415 | 6,7 *** | 0,548 | 9,4 *** | 0,456 | 8,2 *** |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | | | | |
| Femme | 0,085 | 1,9 * | 0,152 | 3,2 *** | 0,054 | 1,4 |
| Age | 0,008 | 1,2 | 0,018 | 2,6 *** | 0,013 | 2,1 ** |
| Age au carré (/1000) | 0,002 | 0,4 | - 0,005 | 0,8 | - 0,003 | 0,5 |
| Education (Aucune) | | | | | | |
| Basique | 0,081 | 1,4 | 0,063 | 1,2 *** | 0,090 | 1,7 * |
| Moyenne | 0,396 | 4,7 *** | 0,473 | 7,7 *** | 0,355 | 4,9 *** |
| Supérieure | 0,678 | 6,2 *** | 0,641 | 7,4 ** | 0,715 | 7,8 *** |
| CSP (Non rémunéré) | | | | | | |
| Employé public | 0,061 | 1,1 | 0,106 | 2,0 ** | 0,071 | 1,4 |
| Employé privé | 0,052 | 0,8 | - 0,011 | 0,2 | 0,057 | 1,0 |
| Employeur | 0,14 | 1,3 | 0,233 | 2,2 ** | 0,173 | 1,8 * |
| Propre compte | - 0,067 | 1,2 | - 0,079 | 1,4 | - 0,046 | 0,9 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | | | | |
| Blanc | 0,493 | 7,2 *** | 0,409 | 5,6 *** | 0,458 | 7,8 *** |
| Asiatique | 0,697 | 2,5 *** | 0,543 | 2,9 *** | 0,520 | 2,2 ** |
| Métis | 0,162 | 2,6 *** | 0,072 | 1,1 | 0,143 | 2,5 ** |
| Indigène | 0,017 | 0,1 | - 0,169 | 0,6 | - 0,076 | 0,3 |
| Non exprimée | 0,289 | 0,9 | 0,174 | 0,6 | 0,255 | 0,9 |
| Caractéristiques de l'Etat | | | | | | |
| Dummies Etats | Oui | | Oui | | Oui | |
| Nombre d'observations | 55152 | | 55152 | | 55152 | |
| Taille de la population | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | | 1,90E+08 | |
| Nombre de strates (postStrata) | 550 (62) | | 550 (62) | | 550 (62) | |
| Nombre de PSUs | 4694 | | 4694 | | 4694 | |
| Fisher (Prob.) | 51,84 (0,000) | | 54,17 (0,000) | | 58,21 (0,000) | |

* significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Modèles avec *cluster robust standard errors*

Source : Auteur. Données: POF 2008-2009 (IBGE).

Dans ce tableau, le fait d'analyser les deux dimensions, objectives et subjectives, de l'accès à l'eau et l'assainissement séparément ne change pas les résultats concernant de nombreux déterminants comme la proportion d'enfants, le niveau d'urbanité, l'éducation, le fait d'être locataire et le revenu. D'autres variables ne sont pas significatives dans tous les cas, mais

¹⁷² Pour ce modèle, les effets marginaux associés à l'effet des variables indépendantes sont présentés dans l'Annexe 6.

l'influence d'aucune variable ne change de sens. L'effet d'un chef de ménage femme est très significatif pour les variables objectives. Ce résultat montre que ce n'est probablement pas le ressenti associé au réseau qui change entre les deux types de ménage, mais l'accès objectif au service. Dans tous les cas, les résultats obtenus ici nous confortent au sujet de la robustesse des résultats obtenus précédemment. D'autres variables peuvent être envisagées pour s'assurer de cette robustesse.

Dans cette optique, le Tableau 20 présente des régressions économétriques mobilisant d'autres représentations de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Celles-ci sont construites à partir d'une ACM et d'une classification mixte, présentées au sein de l'Annexe 4. Cette ACM est réalisée sur les sous-échantillons du Nord et du Nordeste, nous analysons donc dans ce tableau des résultats concernant ce sous-échantillon uniquement. La première régression reprend la deuxième régression du Tableau 17. Les seconds résultats présentés sont issus d'une régression logistique multinomiale ordonnée dont la variable endogène est un indicateur construit à partir du premier axe de l'ACM. Cet indicateur contient 5 modalités représentant les quintiles des ménages classés en fonction de leur valeur sur le premier axe. La première modalité correspond à un accès très limité et la dernière à un accès de bonne qualité. Enfin, la dernière colonne du tableau présente une régression multinomiale réalisée sur une classification mixte en 3 classes réalisée à partir de l'ACM. La première classe regroupe principalement des individus n'ayant aucun accès à l'eau et à l'assainissement. Cette modalité est utilisée comme référence. La seconde correspond à des individus ayant accès à l'eau et à l'assainissement par des moyens intermédiaires comme des puits ou des fosses (Modalité 2) et, la dernière classe correspond plutôt à des individus qui ont accès par le réseau et qui en sont satisfaits (Modalité 3).

La deuxième régression du Tableau 20 confirme les résultats précédents et la robustesse des résultats obtenus. La troisième régression est plus complexe à analyser puisqu'elle se base sur une régression logistique multinomiale. Néanmoins, que cela soit pour le passage de la modalité regroupant les individus n'ayant pas d'accès à l'eau et à l'assainissement aux individus s'alimentant principalement par des puits ou encore à ceux ayant accès au réseau, les résultats sont également proches de ceux mobilisant la variable binaire d'origine. Par conséquent, le fait de s'être principalement focalisé sur l'accès au réseau ne conduit pas à des résultats totalement différents d'une spécification prenant en compte d'autres types d'accès considérés comme améliorés par les instances internationales.

Tableau 20 : Régressions économétriques (sous-échantillon : Nord et Nordeste) – Tests de variables endogènes construites par ACM

| | 1. Variable WSS | | 2. Indicateurs en quartile | | 3. Classification en 3 groupes | | | |
|---|-----------------------|--------------|----------------------------|--------------|--------------------------------|--------------|------------|--------------|
| | Echantillon : N et NE | | Echantillon : N et NE | | Echantillon : N et NE | | | |
| | | | | | Modalité 2 | | Modalité 3 | |
| | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) |
| Constante | - 8,061 | 11,4 *** | | | - 3,950 | 11,3 *** | - 10,08 | 15,5 *** |
| Cut 1 | | | 3,302 | 11,9 *** | | | | |
| Cut 2 | | | 5,068 | 17,9 *** | | | | |
| Cut 3 | | | 6,289 | 22,1 *** | | | | |
| Caractéristiques du ménage | | | | | | | | |
| Taille du ménage | - 0,021 | 0,9 | 0,018 | 1,5 | 0,067 | 3,5 *** | 0,061 | 2,4 ** |
| Proportion d'enfants | - 0,541 | 3,6 *** | - 0,485 | 5,5 *** | - 0,374 | 2,6 *** | - 0,794 | 4,3 *** |
| Proportion de personnes âgées | - 0,196 | 1,4 | - 0,111 | 1,3 | - 0,117 | 0,9 | - 0,137 | 0,7 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | | | | | | |
| Capital de l'Etat | 2,990 | 7,5 *** | 3,080 | 22,1 *** | 2,543 | 16,5 *** | 4,841 | 13,2 *** |
| Urbain hors capital | 2,164 | 7,5 *** | 2,296 | 19,3 *** | 2,205 | 20,5 *** | 3,725 | 11,0 *** |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,100 | 2,9 *** | 0,161 | 4,2 *** | 0,525 | 5,3 *** | 0,645 | 6,1 *** |
| Locataire | 0,390 | 4,1 *** | 0,513 | 9,1 *** | 0,672 | 5,7 *** | 0,998 | 7,1 *** |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | | | | | | |
| Femme | 0,090 | 1,2 | 0,173 | 3,9 *** | 0,194 | 2,9 *** | 0,269 | 3,1 *** |
| Age | 0,002 | 0,2 | 0,021 | 3,2 *** | 0,039 | 4,2 *** | 0,039 | 3,2 *** |
| Age au carré (/1000) | 0,006 | 0,7 | - 0,011 | 1,8 * | - 0,026 | 2,9 *** | - 0,021 | 1,7 * |
| Education (Aucune) | | | | | | | | |
| Basique | 0,223 | 2,7 *** | 0,209 | 4,5 *** | 0,233 | 3,6 *** | 0,416 | 4,5 *** |
| Moyenne | 0,468 | 4,0 *** | 0,653 | 11,3 *** | 0,938 | 10,1 *** | 1,312 | 10,8 *** |
| Supérieure | 0,834 | 4,4 *** | 0,913 | 9,9 *** | 0,994 | 5,3 *** | 1,704 | 7,9 *** |
| CSP (Non rémunéré) | | | | | | | | |
| Employé public | 0,216 | 2,1 | 0,294 | 5,2 *** | 0,462 | 5,2 *** | 0,618 | 5,4 *** |
| Employé privé | 0,107 | 1,0 | 0,104 | 1,8 * | 0,273 | 3,0 *** | 0,342 | 2,7 *** |
| Employeur | 0,174 | 0,8 | 0,227 | 1,9 * | - 0,008 | 0,0 | 0,252 | 1,0 |
| Propre compte | 0,065 | 0,7 | 0,077 | 1,5 | 0,099 | 1,3 | - 0,161 | 1,5 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | | | | | | |
| Blanc | 0,461 | 3,8 *** | 0,252 | 3,7 *** | 0,207 | 2,0 ** | 0,549 | 4,1 *** |
| Asiatique | 0,505 | 1,2 | 0,194 | 0,9 | - 0,250 | 0,7 | 0,125 | 0,3 |
| Métis | 0,303 | 3,2 *** | 0,083 | 1,4 | 0,033 | 0,4 | 0,246 | 2,1 ** |
| Indigène | - 0,260 | 0,7 | 0,025 | 0,1 | - 0,381 | 1,5 | - 0,663 | 1,7 * |
| Non exprimée | 0,742 | 1,2 | 0,473 | 1,8 * | 0,287 | 0,6 | 0,967 | 1,9 * |
| Caractéristiques de l'Etat | | | | | | | | |
| Dummies Etats | Oui | | Oui | | Oui | | | |
| Nombre d'observations | 26461 | | 26455 | | 26455 | | | |
| Taille de la population | 6,91E+07 | | 6,91E+07 | | 6,91E+07 | | | |
| Nombre de strates (postStrata) | 253 (36) | | 253 (36) | | 253 (36) | | | |
| Nombre de PSUs | 2172 | | 2172 | | 2172 | | | |
| Fisher | 22,94 (0,000) | | 43,21 (0,000) | | 26,00 (0,000) | | | |

* significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Modèles avec *cluster robust standard errors*

Source : Auteur. Données : POF 2008-2009 (IBGE).

Au final, l'ensemble des régressions présentées dans cette sous-section nous permet de montrer le rôle des déterminants sociodémographiques dans l'accès aux services d'eau et d'assainissement. Dans le détail, nous avons montré que le revenu a une influence positive sur l'accès, mais de plus en plus faible au fur et à mesure qu'il augmente, et que les conditions associées au logement, comme le fait d'être locataire ou d'être urbain, ont également une influence positive. D'autres facteurs ont été isolés comme le rôle de l'ethnicité, du genre ou de l'éducation. Néanmoins, l'accès à l'eau et à l'assainissement ne dépend pas uniquement du

ménage lui-même, mais des institutions et du milieu de vie dans lequel il se situe. Il serait donc intéressant de pouvoir capter le rôle d'autres déterminants à l'échelle des territoires comme l'État ou la municipalité. Nous proposons à présent de développer des méthodes permettant de prendre en compte le rôle du contexte étatique dans notre analyse.

3.4 Rôle des contextes étatiques sur l'accès à l'eau et à l'assainissement

Dans les modèles précédents, nous avons inclus des *dummies* associées à chaque État brésilien. Le fort pouvoir explicatif des *dummies* États¹⁷³ nous incite à rechercher des méthodes permettant de comprendre plus finement le rôle joué par les caractéristiques de l'échelon étatique dans l'accès à l'eau et à l'assainissement. En effet, au Brésil, cette strate politique a joué un rôle important dans la mise en place de la politique d'eau et d'assainissement et nous voulons savoir comment les caractéristiques étatiques ont influencé le développement de ces services. Pour ce faire, nous proposons de mobiliser une approche multiniveaux afin d'ajouter des variables caractérisant les macro-unités que sont les États.

3.4.1 *Présentation des apports des modélisations multiniveaux*

Bressoux (2010) remet en cause l'utilisation de variables agrégées et/ou globales au niveau des macro-unités sans le passage par une analyse multiniveaux¹⁷⁴. En effet, si l'on utilise seulement une analyse micro-économétrique, les coefficients associés aux États seront attribués à chaque individu dans la régression économétrique. Dans ce cas, cela correspond à « une multiplication miraculeuse du nombre d'unités » (Snijders et Bosker, 1999, p. 15, citation issue de Bressoux, 2007), et donc à une exagération de l'effet des variables relatives aux macro-unités. Ces régressions micro-économétriques sont également problématiques puisqu'elles peuvent entraîner une non-indépendance des erreurs. Ce dernier problème peut néanmoins être corrigé par d'autres modèles que les modèles multiniveaux et notamment par l'utilisation de régressions avec des erreurs robustes par groupe comme nous l'avons effectué dans le reste de la section.

Chaque variable individuelle peut également être agrégée pour obtenir une analyse uniquement macro-économétrique. Dans ce cas, aucune conclusion sur les phénomènes au sein de chaque macro-unité ne pourra être tirée. Sinon, le travail réalisé se heurterait à un biais

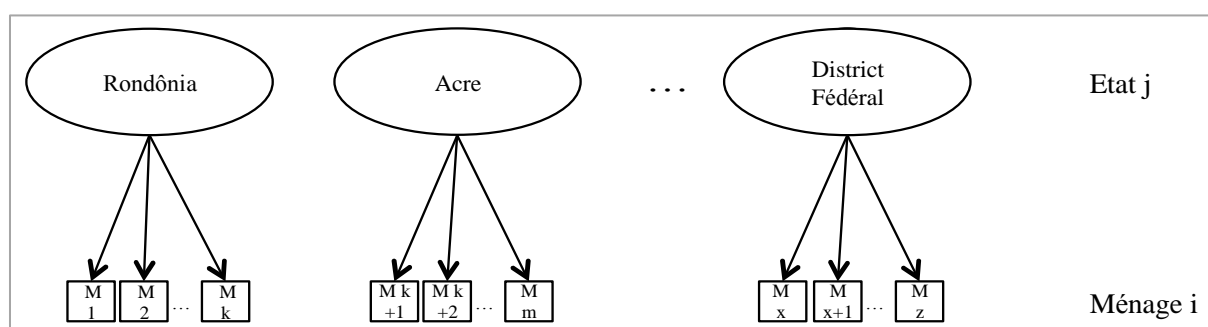
¹⁷³ Le pseudo- R^2 augmente de 0,147 à 0,327 lors de l'inclusion de ces variables dans le modèle, voir Tableau 16.

¹⁷⁴ Une variable agrégée correspond à l'agrégation d'une variable existant au niveau des micro-unités comme une moyenne ou une variance. Son influence montre le rôle des individus dans le groupe. Changer un individu dans le groupe modifie la caractérisation agrégée du groupe. Les variables globales correspondent à des variables qui n'existent pas à l'échelle des micro-unités et qui caractérisent les macro-unités comme un système politique ou la densité démographique (Bressoux, 2007).

d'agrégation (autrement appelé erreur écologique¹⁷⁵). Par exemple, deux variables peuvent être corrélées négativement au niveau agrégé et positivement au niveau désagrégé.

Pour contourner les problèmes inhérents à ces modèles, l'intégration de variables agrégées et globales dans les régressions micro-économétriques est possible par l'emploi de modèles multiniveaux. Dans ce cas, les variables agrégées et globales captent l'effet du contexte, alors que les coefficients associés aux variables micro-économiques captent l'effet d'une variable au sein des groupes. Dans cette sous-partie, nous considérons donc les ménages comme étant inclus à l'intérieur d'un État donné comme le schématise la Figure 31.

Figure 31 : Ménages inclus dans les États



Source : Auteur, adapté de Rabe-Hesketh et Skrondal (2012).

Au niveau 1, c'est-à-dire au niveau du ménage, la régression suivante est donc obtenue :

$$\text{logit}(y_{ij}) = \beta_{0j} + \beta_1 x_{1ij} + \dots + \beta_k x_{kij} + \varepsilon_{ij} \quad (14)$$

La constante dépend ensuite de chaque variable caractérisant les États au niveau 2 et nous obtenons :

$$\beta_{0j} = \gamma_{00} + \gamma_{01} z_{1j} + \dots + \gamma_{05} z_{5j} + \tau_j \quad (15)$$

Dans ce chapitre, nous avons décidé de ne faire varier que la constante en fonction des variables à l'échelle des États, en faisant appel à un *varying-intercept model*. Il est également possible de prendre en compte des effets d'interaction entre les variables des deux niveaux d'analyse. Dans ce cas, les coefficients associés aux variables du niveau micro-économique seraient aussi affectés par les variables à l'échelle de l'État. Bien que cela permette donc

¹⁷⁵ Cette erreur écologique correspond au fait que : « a correlation between macro-level variables cannot be used to make assertions about micro-level relations » (Snijders et Bosker, 2011, p. 15). Pour reprendre l'exemple de cet ouvrage, si l'on observe que dans les quartiers avec de fortes minorités ethniques les votes d'extrême droite sont également élevés, cela ne signifie rien sur la relation au niveau des individus entre le fait d'appartenir à une minorité ethnique et le fait de voter pour les partis d'extrême droite.

d'envisager des pentes différentes pour chacun des États, ce type de modèle requiert l'utilisation d'une équation plus complexe à l'échelle de l'État, ce que notre échantillon ne nous permet pas (27 États uniquement)¹⁷⁶. De plus, le nombre d'effets d'interactions possibles est très large puisque toutes les variables à l'échelle des micro-unités pourraient potentiellement être influencées par toutes les variables à l'échelle des macro-unités. Il faut donc une hypothèse théorique forte pour lier une variable associée à une micro-unité spécifique avec une variable caractérisant la macro-unité.

Ainsi, dans cette analyse, nous ajoutons des variables caractéristiques des États qui font varier la constante du modèle micro-économique. Dans la sous-section suivante, nous présentons les variables retenues et les liens théoriques envisagés.

3.4.2 Variables étatiques retenues pour l'analyse multiniveaux

L'échelle de l'État est mobilisée puisqu'elle représente un échelon particulièrement pertinent du point de vue de l'élaboration des politiques publiques (voir section 2). L'autre échelon pertinent, la municipalité, n'est pas utilisé puisqu'aucune information concernant l'appartenance des ménages à une municipalité précise n'est disponible dans la base de données. Diverses variables peuvent être mobilisées au niveau des États pour comprendre comment cette strate peut influencer les niveaux d'accès à l'eau et à l'assainissement. Tout d'abord, des caractéristiques économiques peuvent être utilisées (PIB par habitant et niveau d'inégalités de revenus). À côté de cela, des variables propres à l'accès à l'eau et à l'assainissement et plus globalement à la prise en compte de l'eau par les États sont considérées (prix moyen de l'eau, présence de comités de bassin hydrographique). La densité démographique est également intégrée au sein du modèle.

Tableau 21 : Statistiques décrivant les variables étatiques du modèle (2009-2010)

| Variable | Unité | Minimum | Maximum | Moyenne |
|---------------------|--------------------------|---------|---------|---------|
| PIB/habitant | 1000 R\$/hab/mois | 6,06 | 51,16 | 14,49 |
| Densité démo. | Habitant/km ² | 2,01 | 444,07 | 66,88 |
| Indice de Gini | De 0 à 1 | 0,47 | 0,61 | 0,51 |
| Prix eau | Réais/m ³ | 1,36 | 2,81 | 2,13 |
| % de villes avec CB | % | 6,30 | 100 | 57,76 |

Source : Auteur. Données : IBGE (2010). CB : comité de bassin versant.

¹⁷⁶ Ce nombre est relativement faible également pour l'utilisation de modèles multiniveaux puisque cela nous conduit à estimer une équation à l'échelle méso-économique en considérant uniquement 27 individus statistiques, ce qui est faible. Pour plus de détails concernant la taille des échantillons à considérer dans les analyses multiniveaux, voir : Snijders (2005) ou Maas et Hox (2005). Dans cette analyse, le fait de considérer moins de cinquante États au niveau 2 doit nous faire interpréter avec précaution les résultats obtenus.

Un effet positif de la variable PIB par habitant est attendu. En effet, la mise en place des réseaux d'eau et d'assainissement dépend à la fois des ressources des ménages mais aussi plus généralement des ressources de l'État et de la richesse des autres individus dans l'État concerné. À l'échelle macroéconomique, un lien positif est souvent observé entre l'accès à l'eau et à l'assainissement et le niveau de richesse du pays (Torras et Boyce, 1998). D'un point de vue économique, l'indice de Gini est également inclus pour mesurer la répartition des revenus au sein de l'État. En mobilisant des données de panel et des études en coupe transversale à l'échelle des pays, les résultats obtenus concernant le rôle des inégalités sur l'accès à une eau de qualité et à un assainissement de base sont présentés dans le Tableau 22. Nous pouvons voir dans ce tableau que les résultats sur ce sujet sont très controversés, comme l'est également la littérature théorique sur le sujet (Berthe et Elie, 2015).

Tableau 22 : Influence des inégalités sur la pollution de l'eau et sur l'accès à l'eau et à l'assainissement

| Dependent variable | Geographic scale | Period of analysis | Relationship | N | Authors |
|-------------------------------------|-----------------------------|--------------------|------------------------------------|--------|------------------------------|
| | | | Inequality/Dependent variable | | |
| Dissolved oxygen | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | - (1/1) | 185 | Scruggs (1998) |
| Dissolved oxygen | 287 stations / 58 countries | 1977-1991 | + (low inc.) NS (high inc.) (1/1) | 1931 | Torras and Boyce (1998) |
| Faecal coliforms | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | NS | 148 | Scruggs (1998) |
| Faecal coliforms | 288 stations / 58 countries | 1977-1991 | NS (low inc.) - (high inc.) (1/1) | 1484 | Torras and Boyce (1998) |
| Organic water pollution | 83 countries* | 1988-2003 | - (2/6) | 41-259 | Clément and Meunié (2010a) |
| Water pollution | 83 countries* | 1988-2003 | + (1/1) | 182 | Clément and Meunié (2010b) |
| Access to safe water (% pop.) | 82 countries | 1994 | - (low inc.) NS (high inc.) (1/1) | 82 | Torras and Boyce (1998) |
| Access to sanitation (% pop.) | 79 countries | 1994 | NS (low inc.) NS (high inc.) (1/1) | 79 | Torras and Boyce (1998) |
| Urban population without sanitation | 46 countries | 1985 | + (1/1) | 46 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Population without safe water | 33 countries | 1985 | + (1/1) | 33 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |

Source : extrait de Berthe et Elie (2015). Au regard des annotations du tableau : +/-/NS : relation positive / négative / non-significative ; (./..) : nombre de modèles testés significatifs / nombre total de modèles. Mesure de l'inégalité : Indice du Gini ; * developing or transition countries ; inc. : income.

Concernant la densité démographique, l'existence de grandes distances renchérit le coût de réalisation d'un réseau. De plus, les politiques environnementales sont en général moins contraignantes dans les pays avec des densités démographiques faibles, les problèmes environnementaux se faisant moins prégnants. En revanche, une densité démographique très élevée peut également être nuisible en milieu urbain pour la mise en place d'un service de qualité. Le Brésil étant un pays très urbanisé, ce second effet pourrait prédominer.

Les deux dernières variables sont directement associées à l'eau et à l'assainissement. Une gestion par bassin versant renforce les pouvoirs des institutions de protection de l'eau et un effet positif de cette gestion est attendu. Enfin, un prix de l'eau élevé peut permettre la réalisation d'infrastructures de meilleure qualité mais peut également avoir un effet néfaste sur l'appréciation de la qualité de l'accès à ces services. L'effet potentiel du prix de l'eau est donc relativement difficile à prévoir théoriquement. Les résultats empiriques obtenus suite à l'intégration de ces différentes variables sont présentés ci-dessous.

3.4.3 Résultats à partir d'une modélisation multiniveaux

Le Tableau 23 présente deux façons d'inclure le contexte étatique au sein des régressions proposées.

Tableau 23 : Régressions multiniveaux – Échantillon : Brésil – Variable endogène : variable WSS

| | 1. Modèle de base | | 2. Modèle avec variables étatiques | | 3. Modèle multiniveaux | |
|--|-------------------|--------------|------------------------------------|--------------|------------------------|--------------|
| | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) | Coeff. | t-stat (P.) |
| Constante | - 4,895 | 39,0 *** | - 8,609 | 21,9 *** | - 7,235 | 2,2 ** |
| Caractéristiques du ménage | | | | | | |
| Taille du ménage | - 0,029 | 3,3 *** | 0,011 | 1,0 | 0,010 | 1,0 |
| Proportion d'enfants | - 0,389 | 6,3 *** | - 0,358 | 5,1 *** | - 0,358 | 5,1 *** |
| Proportion de personnes âgées | - 0,042 | 0,8 | - 0,096 | 1,5 | - 0,096 | 1,5 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | | | | |
| Capital de l'Etat | 2,862 | 55,8 *** | 3,738 | 68,5 *** | 3,730 | 58,9 *** |
| Urbain hors capital | 2,516 | 58,1 *** | 2,710 | 51,1 *** | 2,711 | 46,2 *** |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,151 | 9,0 *** | 0,104 | 5,9 *** | 0,105 | 9,8 *** |
| Locataire | 0,428 | 13,6 *** | 0,380 | 10,4 *** | 0,381 | 11,8 *** |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | | | | |
| Femme | 0,041 | 1,7 * | 0,059 | 2,1 ** | 0,058 | 2,1 ** |
| Age | 0,035 | 8,4 *** | 0,013 | 2,7 *** | 0,013 | 2,7 *** |
| Age au carré (/1000) | - 0,024 | 5,6 *** | - 0,004 | 0,7 | - 0,004 | 0,5 *** |
| Education (Aucune) | | | | | | |
| Basique | 0,265 | 8,0 *** | 0,103 | 2,7 *** | 0,104 | 2,7 *** |
| Moyenne | 0,499 | 11,5 *** | 0,418 | 8,3 *** | 0,418 | 9,2 *** |
| Supérieure | 0,695 | 11,7 *** | 0,674 | 9,4 *** | 0,674 | 12,0 *** |
| CSP (Non rémunéré) | | | | | | |
| Employé public | 0,184 | 5,1 *** | 0,034 | 0,8 | 0,035 | 0,9 |
| Employé privé | - 0,153 | 4,1 *** | - 0,006 | 0,1 | - 0,006 | 0,1 |
| Employeur | 0,004 | 0,1 | 0,098 | 1,3 | 0,098 | 1,3 |
| Propre compte | - 0,166 | 4,8 *** | - 0,110 | 2,7 ** | - 0,111 | 2,7 *** |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | | | | |
| Blanc | 0,354 | 8,8 *** | 0,401 | 8,4 *** | 0,402 | 8,8 *** |
| Asiatique | 0,220 | 1,4 | 0,506 | 2,6 *** | 0,503 | 3,0 *** |
| Métis | - 0,186 | 4,7 *** | 0,148 | 3,2 *** | 0,148 | 3,3 *** |
| Indigène | - 0,560 | 4,0 *** | - 0,295 | 1,7 | - 0,296 | 1,5 |
| Non exprimée | 0,263 | 1,4 | 0,294 | 1,4 | 0,294 | 1,5 |
| Caractéristiques de l'Etat | | | | | | |
| Dummies Etats | | Non | Oui | | Non | |
| PIB/tête | | | | | 0,028 | 1,0 |
| Densité démographique | | | | | - 0,000 | 0,9 |
| Indice de Gini | | | | | - 0,707 | 0,9 |
| Prix Eau moyen | | | | | - 0,501 | 0,2 |
| % villes avec comités de bassins | | | | | 0,052 | 6,4 *** |
| Ecart-type (niveau de l'Etat) | | | | | 0,816*** | |
| CIC° pour modèle vide | | | | | 0,375 | |
| CIC° pour modèle avec variables explicatives | | | | | 0,168 | |
| N | | | | | 55136 | |
| Nombre d'Etats | | 27 | 27 | | 27 | |
| Pseudo R ² | | 0,147 | 0,327 | | | |
| LR test (Prob.) | | 5234 (0,000) | 10373 (0,000) | | 3026 (0,0000) | |

* significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

° CIC : Corrélacion intraclasse

Source : Auteur. Données: POF 2008-2009 (IBGE).

La variable à expliquer reste toujours identique et correspond à la variable WSS. La première régression correspond au modèle le plus simple n'incluant pas le rôle de l'État. Il est identique à la première régression du Tableau 16. La seconde régression inclut des *dummies* relatives à chacun des États brésiliens. Une des *dummies* est prise comme référence et n'est donc pas incluse dans la régression. Cet élément permet de capter l'effet de l'appartenance à un État mais ne permet pas de comprendre les éléments ayant une influence à cette échelle. La troisième régression, quant à elle, présente une régression multiniveaux (*varying-intercept model*) incluant des variables caractéristiques de l'échelle étatique¹⁷⁷.

À la lecture de ce tableau, nous pouvons observer que les résultats obtenus concernant les variables à l'échelle des ménages sont très peu modifiés dans la modélisation multiniveaux. Par exemple, les variables associées au revenu, au genre et à l'éducation sont toujours significatives et de même signe que dans les modèles précédents.

Par ailleurs, les variables étatiques n'ont que peu d'influence sur le phénomène puisque seule l'existence de comités de bassin versant au sein de l'État concerné a un effet significatif. Ce résultat est très intéressant puisqu'il conduit à montrer que la mise en place de ces comités facilite l'existence d'un accès de qualité à l'eau et à l'assainissement pour les ménages. Cette gestion est encore très peu développée dans certains États mais continue de progresser. L'État peut jouer un rôle dans la création et le fonctionnement de ces comités. En effet, le soutien fourni par les gouvernements étatiques pour la création des comités varie fortement suivant l'État considéré, et notamment par la fourniture de moyens administratifs et financiers variables. Par exemple, São Paulo a soutenu la création systématique de comités de bassin dans les années 1990 (Abers et Keck, 2013). Ces incitations conduisent à l'existence de comités de bassin versant recouvrant 622 des 645 municipalités de cet État en 2009. Les États les plus engagés dans ces démarches soutiennent probablement également une démarche propice à une bonne gestion des services d'eau et d'assainissement.

De plus, les comités de bassins peuvent avoir un rôle direct fort sur la mise en place des services d'eau et d'assainissement. En effet, la législation sur la gestion des eaux brutes, dans

¹⁷⁷ Les analyses multiniveaux développées ci-dessous ne sont pas corrigées pour rendre l'échantillon représentatif à l'échelle du Brésil. Les résultats sont donc à considérer avec précaution. Néanmoins, la plupart des variables mobilisées pour la réalisation des pondérations étant incluses dans le modèle, cela réduit fortement les risques associés (Snijders et Bosker, 2011). Étant donné qu'il y a peu d'États dans notre analyse, l'équation (15) peut être dépendante d'un seul État. Nous avons donc estimé de nouveau le modèle 27 fois en enlevant chacun des États brésiliens. Nous avons aussi refait les estimations en ne mettant que les variables économiques ou que les variables environnementales. Lors de la réalisation de ces tests de robustesse, les résultats obtenus ne sont pas modifiés.

laquelle s'inscrivent les comités de bassin, est responsable de la qualité des eaux. Au Brésil, la pollution des eaux par un mauvais assainissement est l'une des sources de pollution les plus importantes. La mise en œuvre des services d'eau et, plus particulièrement, des services d'assainissement est donc au cœur des objectifs pouvant être portés par les comités de bassin. À titre d'illustration, dans la région de Rio de Janeiro, le comité du Lagos São João a porté la renégociation des contrats municipaux avec les prestataires d'eau et d'assainissement privés (Pereira, 2007). Dans les contrats négociés à l'origine, les firmes avaient accepté d'améliorer le réseau d'eau, mais avaient négligé le traitement des eaux. Les eaux usées étaient alors majoritairement rejetées dans la lagune présente dans la région. Comme souvent au Brésil, l'amélioration du réseau d'eau était alors menée sans lien avec l'extension du réseau d'assainissement. Le comité a alors proposé une solution permettant de limiter les apports d'eaux usées dans la lagune, en utilisant dans un premier temps le réseau d'eau pluviale puis un réseau propre, et a réussi à obtenir la modification des contrats avec le soutien des populations locales et du pouvoir fédéral. Les rejets d'eaux usées dans la lagune ont ainsi été réduits de 75 % (Pereira et Barreto, 2009). Cet exemple illustre le rôle que les comités de bassin, présents localement et mobilisant les acteurs du territoire, peuvent jouer dans l'instauration d'un service d'assainissement de qualité.

Les résultats obtenus dans cette sous-section conduisent donc à promouvoir les comités de bassin dans les États faiblement couverts par ce mode de gestion. Des investigations complémentaires devraient être menées sur ce sujet puisque les comités n'existent pas tous depuis la même période et n'ont pas toujours les mêmes rôles, certains étant même parfois inactifs. De plus, une distinction devrait être opérée entre le rôle direct des comités de bassin dans l'accès à l'eau et à l'assainissement et le fait que la variable utilisée dans notre modèle puisse capter l'investissement de l'État dans la bonne gestion de l'eau, que cela soit pour la mise en place de comités de bassin ou pour la fourniture des services d'eau et d'assainissement¹⁷⁸.

La variable PIB par habitant est du signe attendu mais n'est pas significative, tandis que la densité démographique, les inégalités et le prix de l'eau ont un signe négatif mais ne sont également pas significatifs. Ces résultats ne peuvent pas être interprétés étant donné leur non significativité. Ils pourraient tout de même nous inciter à conduire des études futures analysant une échelle méso-économique plus fine, comme la municipalité. En effet, la

¹⁷⁸ Ces derniers éléments pourraient être étudiés en comparant la situation de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans des communes d'un même État concernées ou non par des comités de bassin.

significativité est ici très difficile à obtenir étant donné le faible nombre d'observations (27 États). Une autre possibilité pourrait être d'étendre l'analyse aux pays limitrophes afin d'augmenter le nombre d'États étudiés, mais ce travail devrait être conduit en s'assurant de la comparabilité des enquêtes ménages nationales.

4 Conclusion du chapitre 3

Ce chapitre avait pour objectif l'identification des déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil. Pour y parvenir, nous avons procédé en trois temps, en montrant tout d'abord la diversité du territoire brésilien d'un point de vue social, économique et démographique, puis nous avons identifié le fonctionnement du secteur de l'eau et de l'assainissement au Brésil, avant de procéder à une analyse économétrique des déterminants de l'accès à ces services.

La section 1 a permis la mise en évidence de la présence d'inégalités socio-économiques élevées au Brésil que cela soit entre les régions, entre les États ou au sein de ces entités. L'analyse du développement historique différencié des cinq régions brésiliennes en faisant apparaître les inégalités actuelles associées. En particulier, la construction brésilienne au XX^e siècle a donné un rôle très fort à l'échelle étatique, ce qui a creusé les disparités entre ces unités. Enfin, concernant les ménages au sein de ces unités, nous avons vu que les inégalités étaient également relativement élevées et avons mis en évidence l'existence de politiques publiques visant la diminution de celles-ci, notamment depuis l'arrivée au pouvoir du Parti des Travailleurs au début des années 2000. Les inégalités semblent d'ailleurs diminuer globalement au Brésil dans la période récente même si les causes de cette diminution sont très controversées. Un niveau très fort d'inégalités demeure néanmoins, se traduisant actuellement par divers mouvements de protestation au sein de ce pays. En particulier, ces mouvements se cristallisent autour de la dénonciation de la corruption politique suite à des révélations récentes à ce sujet (Bourcier, 2015).

La section 2 a proposé l'analyse de la situation brésilienne au regard de questions liées à l'eau, et plus particulièrement de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Pour analyser cette dimension, nous avons tout d'abord caractérisé l'état de la ressource en eau et des politiques de gestion associées. Nous avons montré qu'un cadre légal stratifié était à l'œuvre pour la gestion de cette ressource et pour sa distribution. Ces dernières années, l'équité et l'accès universel sont présentés comme des objectifs majeurs des politiques publiques régissant la

distribution de cette ressource à la population. Cependant, la disponibilité en eau reste problématique dans certaines régions et plus particulièrement dans la région la plus pauvre du Brésil (Nordeste). De plus, la pollution de l'eau causée par un mauvais assainissement des eaux usées issues des habitations est une cause majeure de pollution au Brésil, notamment dans le milieu urbain. Enfin, malgré la législation récente, la gestion ayant eu lieu au cours du XX^e siècle a conduit à de nombreuses inégalités d'accès entre les régions et au sein de celles-ci.

À partir de ces différents constats, une analyse économétrique a été réalisée afin de confirmer certains éléments comme le rôle des caractéristiques socioéconomiques des ménages, le rôle des États, et la différence entre les régions brésiliennes. Cette étude nous a aussi permis d'identifier de manière précise les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans ce pays. En premier lieu, nous avons montré que le revenu du ménage, le fait d'être locataire, l'éducation du chef de famille et la situation urbaine avaient une influence positive sur le fait d'avoir accès à l'eau et à l'assainissement. Le fait qu'une femme soit chef de ménage semble également favoriser l'accès à l'eau et à l'assainissement. Toutes ces variables sont donc pertinentes pour comprendre et évaluer les inégalités d'accès à ces services. En deuxième lieu, nous avons montré l'existence d'une influence du contexte étatique et montré que les déterminants propres au Centre-Ouest, au Sud et au Sudeste sont différents de ceux du Nord et du Nordeste. En troisième lieu, par la mobilisation de modèles multiniveaux, nous avons pu identifier le rôle des comités de bassin hydrographique comme institution permettant un meilleur accès à l'eau et à l'assainissement. La gestion de l'eau par ces comités est intéressante du point de vue de la justice sociale puisqu'ils prônent une meilleure participation des populations locales dans la gestion de l'eau. Cette meilleure participation ne fait pas disparaître les relations de pouvoir et leur mise en œuvre doit donc être analysée de manière approfondie comme le proposent Abers et Keck (2013). D'autres variables, comme le PIB par habitant ou les inégalités, ne se sont pas révélées significatives pour expliquer l'influence de l'État sur les services d'eau et d'assainissement.

Étant donné ces développements, diverses variables semblent influencer l'accès à ces services qui ne sont pas répartis de manière égalitaire sur l'ensemble du territoire. À la fin de ce chapitre, cette assertion demeure à vérifier. Cette vérification n'est possible qu'avec l'obtention d'une mesure quantitative de cet accès, pouvant servir de base à la caractérisation de l'inégalité environnementale associée à ces services. L'existence de deux contextes très différents au Brésil, ceux de régions développées et d'autres plus pauvres, mais aussi d'un

accès à l'eau et à l'assainissement moins avancé dans les deux régions que sont le Nord et le Nordeste, nous incite à proposer, dans le chapitre suivant, une mesure des inégalités environnementales associées à l'accès à l'eau et à l'assainissement dans ces deux dernières régions uniquement. Ce travail nous permettra également de mettre de nouveau en lumière le rôle de variables identifiées comme particulièrement pertinentes dans ce chapitre comme le niveau d'urbanité, le revenu ou l'appartenance à un État.

Chapitre 4

**Mesures des inégalités d'accès aux services d'eau et
d'assainissement dans le Nord et le Nordeste du Brésil**

Table des matières du chapitre 4

| | |
|--|-----|
| Introduction du chapitre 4 | 215 |
| 1 Études quantitatives des inégalités environnementales : une revue de littérature..... | 216 |
| 1.1 Identification des déterminants de la répartition de l'environnement par des analyses économétriques | 217 |
| 1.2 Mesures des inégalités environnementales : présentation des travaux existants..... | 219 |
| 1.3 Mesurer les inégalités environnementales : une typologie | 221 |
| 1.4 Associer l'injustice aux différentes mesures des inégalités | 226 |
| 2 Base de données et méthodes | 228 |
| 2.1 Base de données et variables utilisées..... | 228 |
| 2.2 Indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement..... | 229 |
| 2.3 Mesure des inégalités : méthodes utilisées..... | 231 |
| 3 Résultats et interprétation | 235 |
| 3.1 Inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement : premières mesures..... | 236 |
| 3.2 Décomposition territoriale des inégalités environnementales..... | 240 |
| 3.3 Inégalités sociales environnementales dans l'accès à l'eau et à l'assainissement | 245 |
| 4 Conclusion du chapitre 4..... | 247 |

Introduction du chapitre 4

Les inégalités de revenus au Brésil sont parmi les plus élevées du monde. Ces inégalités ne sont pas les seules à s'exprimer dans ce pays puisqu'elles se superposent souvent avec d'autres inégalités sociales, de santé ou d'éducation par exemple (Gamboa et Waltenberg, 2012). Les inégalités environnementales peuvent également jouer un rôle important étant donné les richesses naturelles de ce pays, la diversité de ses territoires et la décentralisée des politiques publiques. Un aspect particulier de l'accès à l'environnement, touchant spécialement les populations pauvres, est la question de l'accès à une eau de qualité pour la boisson et pour la vie des ménages en général. S'ajoute à cela l'évacuation de cette eau puisqu'une mauvaise évacuation peut avoir des conséquences diverses, dont certaines tragiques en termes de santé. Au Brésil, l'accès à l'eau a beaucoup progressé et, à l'heure actuelle, un accès satisfaisant au service d'eau est atteint pour quasiment l'intégralité de la population urbaine, ce qui n'est pas le cas pour le service d'assainissement. Dans les zones rurales, les deux types de services sont moins développés même si de forts progrès ont eu lieu ces dernières années.

D'un point de vue statistique, l'accès à ces deux services est classiquement mesuré par le pourcentage de la population qui a accès à un niveau considéré comme amélioré de ces services. Cela procure un instantané de la situation, mais ne suffit pas à caractériser pleinement l'accès des populations et les inégalités associées pour plusieurs raisons. Tout d'abord, cette méthode ne permet pas de distinguer les différentes formes d'accès améliorés et non améliorés. Par exemple, cette méthode considère comme identique l'accès au service par le réseau ou par un puits. Ensuite, cette mesure n'intègre aucune considération relative à la qualité du service. Cette limite pourrait être dépassée par le fait d'intégrer des mesures objectives de la qualité de l'eau ou de l'assainissement¹⁷⁹. Enfin, cette mesure peut conduire à considérer l'amélioration de la situation uniquement dans des zones riches comme étant bonne et ne posant pas de problème d'équité.

Dans ce chapitre, nous proposons donc d'identifier les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement présentes dans les régions brésiliennes du Nord et du Nordeste. À la suite du chapitre précédent, nous décidons de nous intéresser uniquement à ces deux régions qui sont

¹⁷⁹ Cette possibilité, concernant l'accès à l'eau uniquement, est testée par Yang et al. (2013) en ajoutant un critère de source d'eau conforme en termes de sécurité de l'eau. Ces mesures n'existant pas dans le contexte brésilien à l'échelle du ménage, nous proposerons, de notre côté, d'inclure l'appréciation du service par les ménages.

les moins bien dotées en termes d'accès à l'eau et à l'assainissement. Les autres régions, possédant de nombreux équipements pour fournir ces services, connaissent surtout des problèmes associés à leur qualité.

Dans ce chapitre, plusieurs questions seront posées afin de caractériser les inégalités d'accès :

- Quels types d'inégalités caractérisent les différentes mesures possibles ?
- À quelles conceptions de la justice correspondent-elles ?
- Quelles sont les zones géographiques les plus inégalitaires en termes d'accès à ces services dans le Nord et le Nordeste ?

Pour cela, dans la section 1, nous synthétisons les méthodes empiriques disponibles pour comprendre et mesurer les inégalités environnementales. Cette section permet également de présenter les principaux résultats empiriques issus de cette littérature. Dans la section 2, nous présentons les méthodes choisies et nous revenons succinctement sur la base de données mobilisée, qui est identique à celle utilisée dans le chapitre précédent. Dans la section 3, nous analysons les résultats obtenus et proposons de décomposer les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement entre les États, les régions et les niveaux d'urbanité. Ces inégalités sont analysées au regard des inégalités de revenu, qui sont prises comme mesure de référence dans ce chapitre. Enfin, dans la dernière section, nous discutons les apports de ces résultats et concluons.

1 Études quantitatives des inégalités environnementales : une revue de littérature

Deux types d'analyses quantitatives sont mobilisés pour caractériser les inégalités environnementales. D'une part, de nombreuses études proposent de déterminer les variables associées à des éléments de l'environnement possédés, générés ou subis par les ménages. Ces études permettent d'identifier les déterminants d'un niveau de bien environnemental possédé (sous-section 1.1). D'autre part, des études ont cherché à quantifier le niveau d'inégalité environnementale (sous-section 1.2). Les niveaux d'inégalités environnementales obtenus peuvent ensuite être comparés dans le temps et dans l'espace, mais aussi être évalués au regard des inégalités dans d'autres dimensions comme le revenu ou le patrimoine. De nombreuses mesures permettant d'analyser la distribution d'une variable existent dans la littérature économique, notamment pour caractériser les inégalités de revenus. Ces mesures sont présentées et leur adaptabilité à la question des inégalités environnementales est discutée

dans la sous-section 1.3. Enfin, les conceptions de la justice pouvant être reliées aux différentes mesures sont discutées dans la sous-section 1.4.

1.1 Identification des déterminants de la répartition de l'environnement par des analyses économétriques

Les études économétriques s'intéressant aux inégalités environnementales ont cherché à identifier les déterminants sociodémographiques et ethniques associés à un niveau de qualité environnementale. Ces études permettent de déterminer les éléments influençant le fait d'avoir accès à des ressources naturelles ou le fait de subir les conséquences des pollutions environnementales. Dès les années 1990, les articles scientifiques sur ce sujet sont très nombreux et ont été synthétisés par Bowen (2002). Cet auteur dénombre 42 études de ce type, dont 12 qualifiées de bonne qualité scientifique¹⁸⁰. Cette revue tend à montrer qu'à cette époque, une forte incertitude demeure sur l'existence d'une distribution des polluants en défaveur des plus pauvres et des minorités ethniques. Depuis, beaucoup d'études ont été conduites dans de nombreux pays, et, plus particulièrement aux États-Unis¹⁸¹. À partir de cette littérature très développée, cinq caractéristiques principales peuvent être présentées.

Premièrement, dans ce champ de recherche, les variables endogènes étudiées représentent généralement des éléments environnementaux pouvant avoir un impact négatif sur la santé des individus tels que la proximité de déchets toxiques ou la pollution de l'air. Peu d'études sur les aménités se sont développées, bien que ces questions soient pertinentes en termes d'inégalités environnementales. Cette dimension est mise en avant dans les problématiques de justice environnementale européenne et est incluse dans les travaux sociologiques sur ce sujet (Deldrève, 2011). La focalisation sur ces dimensions ajoute une complexité avec la nécessaire prise en compte des valeurs et des représentations de l'environnement, partagées ou non, au sein des différents groupes sociaux.

Deuxièmement, les variables explicatives d'intérêt sont principalement des variables économiques quantifiables (revenus ou dépenses) et l'ethnicité, ce qui rejoint les problématiques de la justice environnementale américaine et européenne. Ainsi, ces études

¹⁸⁰ Les études de bonne qualité scientifique sont celles considérées par l'auteur comme ayant été conçues, conduites et documentées pour pouvoir être considérées comme sûres. Les autres travaux présentent au moins un des problèmes suivants : « *spatial aggregation problems, incompletely specified models, lack of documentation, improperly conceptualized and selected comparison regions, unreliable data, design for purposes other than the pertinent one* » (Bowen, 2002, p. 11). Des travaux d'ordre qualitatif ne permettant pas de relier deux variables entre elles sont aussi exclus.

¹⁸¹ Pour une revue de littérature détaillée, voir Zwickl et al. (2014) qui identifient 32 études sur le sujet dans le contexte des États-Unis.

cherchent à identifier un lien entre environnement dégradé et pauvreté ou appartenance à des minorités ethniques. La plupart des études montrent un lien positif entre l'existence d'un environnement dégradé et l'appartenance à un groupe social pauvre ou à une minorité ethnique. Pour aller plus loin, certaines études récentes cherchent à analyser l'intégralité du lien entre les maladies, l'environnement de mauvaise qualité et d'éventuelles injustices environnementales (Lavaine, 2010). Malgré la rigueur statistique de ces études, la complexité de ces deux liens affaiblit les conclusions qui peuvent en être tirées.

Troisièmement, ces travaux sont principalement basés sur des méthodes économétriques. Des travaux plus anciens mobilisent des méthodes statistiques ne permettant pas de distinguer le rôle des différents déterminants dans l'existence des inégalités de répartition de l'environnement comme des tests de différence de moyenne ou des coefficients de corrélation.

Quatrièmement, les difficultés associées à ces études concernent la compréhension plus fine de la formation sociale et historique de ces inégalités. Pour dépasser cette difficulté, certains de ces travaux s'intéressent à des données longitudinales afin d'étudier la formation historique des inégalités, notamment pour permettre de déterminer l'antériorité ou la postériorité de l'installation des déchets polluants par rapport à l'installation des populations (Baden et Coursey, 2002). Concernant le contexte social permettant la formation de ces inégalités, les études les plus récentes cherchent, par exemple, à évaluer l'interaction entre le niveau de revenu et le fait d'appartenir à une minorité ethnique afin de mieux évaluer le rôle complexe de ces variables. À côté de ces études quantitatives, des analyses sociologiques permettent de mieux comprendre l'émergence des inégalités environnementales, notamment dans le contexte de mise en place de politiques publiques (Deldrève et Hérat, 2012). Dans cet article, les auteurs montrent comment la mise en place d'une action environnementale, *via* la création d'un parc naturel, conduit à consolider différentes formes d'inégalités environnementales. En effet, à partir d'entretiens et de suivis des réunions de concertation associées au parc, il apparaît que l'égalité d'accès et l'ouverture au public n'ont pas été mises en œuvre malgré les objectifs en termes d'accueil des populations et le caractère périurbain de ce parc. Ce type d'étude permet aussi une compréhension qualitative des inégalités environnementales qui vient en complément des analyses statistiques fournies au sein de ce champ.

Cinquièmement, ces études mobilisent des échelles différentes pour appréhender ces questions (aires délimitées par les zip-codes et quartiers). Très peu d'études atteignent l'échelle du ménage, ce qui semble provenir du manque de données plutôt que de choix méthodologiques ou éthiques. Cette perte de précision peut avoir des conséquences

importantes sur l'analyse des inégalités. Toute agrégation – et déjà celle passant de l'individu au ménage comme le révèle Nussbaum (2001) – modifie l'information disponible et les conclusions pouvant être réalisées.

Au-delà de la recherche des déterminants de l'état de l'environnement subi par les individus, la question de la mesure de ces inégalités est pertinente, notamment pour mobiliser ces éléments lors de la mise en place de politiques publiques. La mesure de ces inégalités peut se fonder sur les travaux existant au sujet des inégalités économiques et certaines pistes de recherches sont déjà présentes dans des études récentes.

1.2 Mesures des inégalités environnementales : présentation des travaux existants

Plusieurs études ont cherché à mesurer les inégalités environnementales entre les ménages d'un pays¹⁸², et, notamment dans le but de caractériser les inégalités de consommations d'énergie et de pollutions de l'air. À notre connaissance, la première mesure des inégalités relatives aux problématiques écologiques a été réalisée pour étudier l'influence des revenus forestiers sur les inégalités de revenu au Cameroun (Ruitenbeek, 1996). Dans ce contexte, l'évaluation des inégalités demeure purement monétaire, mais intègre des revenus associés aux fonctions écosystémiques de production de ressources forestières¹⁸³. Cette étude montre que, dans ce contexte, la prise en compte des revenus forestiers diminue les inégalités par rapport à une évaluation des inégalités de revenus du secteur formel uniquement.

Concernant les inégalités de consommations d'énergie, Jacobson et al. (2005) proposent de mesurer, par l'utilisation de courbes de Lorenz et d'indices de Gini, les inégalités de consommation d'énergie (en kWh consommés par individu) dans le contexte de cinq pays (Norvège, USA, Salvador, Thaïlande et Kenya). Cette étude montre des disparités dans les niveaux d'inégalités au sein des pays même en prenant en compte d'éventuels gains d'efficacité énergétique pour certains ménages. Ainsi, les niveaux d'inégalités, mesurés par l'indice de Gini, s'échelonnent entre 0,19 pour la Norvège et 0,87 pour le Kenya. Pour ce dernier, le niveau d'inégalité énergétique est beaucoup plus élevé que l'inégalité de revenus caractérisée par un indice de Gini de 0,45. De leur côté, Rosas-Flores et al. (2010) ont conduit

¹⁸² D'autres études, plus éloignées de notre problématique, se sont focalisées sur l'analyse des inégalités à l'échelle internationale et concernent les inégalités énergétiques (Duro et al., 2010), les inégalités d'empreinte écologique (Duro et Teixidó-Figueras, 2013 ; White, 2007), ou encore les inégalités d'émissions de CO₂ (Duro et Padilla, 2006; Heil et Wodon, 2000; Mussini et Grossi, 2015). Ces inégalités correspondent principalement à des inégalités de contribution aux pollutions (c'est-à-dire des inégalités de contribution écologique, cf. chapitre 1) plutôt que des inégalités concernant les conséquences des pollutions subies par les populations.

¹⁸³ Pour une synthèse des fonctions, des biens et des services écosystémiques, voir De Groot et al. (2002).

une analyse sur les inégalités de dépenses énergétiques dans le contexte mexicain sur le temps long (1968-2006). Bien que permettant d'identifier les types d'énergie les plus consommés par les différents groupes sociaux, cette analyse ne conclut pas à l'existence d'inégalités de consommation énergétique d'un point de vue plus global.

Au-delà de ces inégalités de consommation, d'autres études se sont concentrées sur l'analyse des inégalités dans les pollutions subies par les ménages et, en particulier, les pollutions de l'air¹⁸⁴. Sur le sujet, deux études récentes ont cherché à quantifier les inégalités environnementales dans le cas des États-Unis (Bouvier, 2014; Boyce et al., 2015). Bouvier (2014) propose la mesure des inégalités entre des blocs de recensement et non pas entre les ménages, les données sur l'air n'étant pas disponibles à une échelle plus fine. Dans ce cadre, trois coefficients de Gini sont mesurés afin de capter les inégalités de revenus, les inégalités de pollutions et les inégalités de revenus ajustées en fonction des pollutions subies. Cette dernière mesure suppose une forme de commensurabilité entre le revenu et la pollution. Les résultats de cet article montrent une inégalité concernant les pollutions beaucoup plus forte que pour les revenus. En effet, le coefficient de Gini concernant les revenus est de 0,328 et de 0,803 concernant les pollutions toxiques. De plus, le niveau d'inégalités de revenus augmente légèrement lorsqu'il est ajusté en fonction des pollutions, ce qui signifie probablement que les pollutions sont surtout présentes dans des quartiers pauvres. De leur côté, Boyce et al. (2015) confirment l'existence d'inégalités d'exposition aux polluants plus fortes que les inégalités de revenus pour l'ensemble des États américains. Ils complètent cet élément par une mesure des différences d'exposition entre les pauvres et les non-pauvres. Pour cela, ils calculent le ratio entre l'exposition médiane des ménages considérés comme pauvres (en dessous du seuil de pauvreté) aux ménages non-pauvres. Les résultats sont plus difficiles à interpréter puisque le ratio est très différent suivant les États. Le ratio varie de 0,35 pour l'Idaho à 3,59 pour le Wyoming.

À côté de ces éléments, une première étude s'est intéressée à la problématique de l'eau en 2010 et concerne plus précisément l'allocation des permis de rejets des eaux usées (Sun et al., 2010). Cette étude calcule les inégalités entre provinces chinoises en 2004. Néanmoins, cet article ne cherche pas à comparer les différents niveaux d'inégalités, mais mobilise cette mesure pour un processus d'optimisation de la distribution des permis de droits à polluer. Plus récemment, Yang et al. (2013) ont proposé d'analyser les inégalités socio-économiques

¹⁸⁴ Pour une discussion sur les inégalités environnementales et la problématique des pollutions de l'air, voir Pearce et Kingham (2008).

associées à l'accès à l'eau potable. Ils se basent sur une comparaison des inégalités au Nigéria, en Éthiopie, en Jordanie, au Nicaragua et au Tadjikistan en utilisant les études *Demographic and Health Survey* (DHS) et *Multiple Indicator Cluster Survey* (MICS). Yang et al. (2013) calculent ensuite des indices de concentration en fonction du statut socioéconomique des ménages sur des variables binaires caractérisant l'accès à l'eau par une source améliorée et l'accès à une eau sûre par une source d'eau améliorée. La variable caractérisant le statut socio-économique est une variable composée de quintiles construits à partir du premier axe d'une Analyse des Composantes Principales basée sur l'accès aux services (en excluant l'accès à l'eau), le niveau d'éducation du chef de ménage et la possession de biens durables pour chaque pays. Les auteurs montrent que les inégalités d'accès à une source améliorée d'eau en fonction des différences de statuts socioéconomiques se situent entre 0,0688 pour le Tadjikistan (mesure effectuée à partir du MICS 2005) et 0,2361 pour le Nigéria (à partir de DHS 2001). L'inclusion de la sûreté de l'eau augmente l'aspect pro-riche de l'accès à ce service pour le Nicaragua, le Nigéria et l'Éthiopie et le diminue pour la Jordanie et le Tadjikistan.

Cette étude possède plusieurs limites. Tout d'abord, l'utilisation d'une variable binaire limite la portée de la mesure des inégalités puisque des individus ayant des accès très différents peuvent être considérés de la même manière et contraignent également les représentations des inégalités utilisables. De plus, la variable caractérisant les statuts socioéconomiques étant calculée par des ACP différentes au sein de chaque pays, la comparaison entre les différents pays demeure donc limitée. En effet, des individus avec des caractéristiques identiques peuvent être classés différemment suivant le pays concerné. Enfin, les inégalités sont calculées sur des données agrégées puisque la liaison entre la qualité de l'eau et sur les statuts socioéconomiques n'est pas possible à l'échelle du ménage avec les données utilisées.

Dans chacun de ces articles, les auteurs utilisent le plus souvent des indices de Gini et des courbes de Lorenz, tandis que d'autres mobilisent des indices de concentration. Cependant, les auteurs ne discutent pas des différentes mesures possibles et de la pertinence particulière de la mesure retenue. Dans la sous-section suivante, nous proposons donc une typologie des inégalités environnementales pouvant être mesurées à l'aide des outils économiques existants.

1.3 Mesurer les inégalités environnementales : une typologie

Malgré la diversité des études consacrées à la mesure des inégalités environnementales, la plupart ne discutent pas la mesure de l'inégalité choisie et mobilisent principalement une

mesure (indice de Gini¹⁸⁵) et une représentation graphique (courbe de Lorenz). De plus, aucune n'intègre explicitement le point de vue éthique des individus ou d'un planificateur pour appréhender les inégalités environnementales, socio-économiques ou leur combinaison. Il nous semble donc crucial de reprendre les différents indicateurs des inégalités et critères de dominance pouvant être mobilisés pour comprendre l'axiomatique normative associée. L'objectif de ce travail est de caractériser des iniquités qui ne sont pas captées par une variable économique standard comme le revenu mais qui sont propres à la variable environnementale étudiée¹⁸⁶. Dans le but d'évaluer la distribution d'une variable, trois éléments doivent être choisis : une variable focale, une fonction d'évaluation sociale et un groupe de référence (associé à une unité d'analyse). Nous nous intéresserons principalement ici au choix du second élément, les deux autres ayant été discutés au sein du chapitre 2. Suivant la fonction d'évaluation mobilisée, les mesures des inégalités présentées dans cette sous-section permettent de caractériser trois formes d'inégalités différentes :

- Inégalités d'une variable (comme l'utilité) intégrant un attribut environnemental (sous-section 1.3.1)
- Inégalités purement environnementales (sous-section 1.3.2)
- Inégalité sociales environnementales (sous-section 1.3.3)

Ces différentes formes d'inégalités correspondent chacune à des mesures des inégalités particulières que nous proposons de présenter ci-dessous.

1.3.1 Mesures pluridimensionnelles des inégalités : l'intégration de l'environnement

La première manière de prendre en compte l'environnement dans la mesure des inégalités est de l'intégrer au sein d'études multidimensionnelles des inégalités. Dans ce cadre, nous considérons les inégalités dans une double dimension. Une variable économique, en général le revenu, et une autre variable sont considérées. Par exemple, Gravel et al. (2009) s'intéressent à l'étude des inégalités bidimensionnelles associées au revenu disponible et à un bien public régional.

¹⁸⁵ Certaines mesures des inégalités se basent sur une référence différente concernant l'unité de mesure. Ainsi, Druckman et Jackson (2008) ont proposé de mesurer les inégalités entre des aires géographiques plutôt qu'entre les ménages. Cette mesure est dénommée par les auteurs *Area-based Resource Gini* (AR-Gini). Plusieurs études mobilisent une échelle supérieure au ménage, mais le justifient souvent sur la base de contraintes associées aux données recueillies.

¹⁸⁶ Ainsi, une première précaution est de s'assurer qu'il n'existe pas une corrélation parfaite entre les variables économiques, sociales et environnementales afin de contrôler le fait qu'une variable ne recouvre pas l'intégralité de la problématique de la justice distributive. En effet, si la variable environnementale est trop fortement corrélée à une variable économique standard comme le revenu, il semble alors inutile d'affiner la caractérisation de l'étude des inégalités entre les individus.

Avant de mettre en place ce type d'études, deux critères doivent être respectés par les distributions étudiées. Premièrement, la prise en compte de la nouvelle inégalité doit apporter une information supplémentaire. En effet, l'inégalité jointe entre inégalités environnementales et économiques n'apporte aucune information nouvelle si une des inégalités englobe intégralement l'autre ou si les deux inégalités sont strictement identiques. Si cette première condition est vérifiée, deux raisons décrites par Atkinson et Bourguignon (1982) peuvent alors nous inciter à utiliser des méthodes multidimensionnelles. La première correspond au fait que l'agrégation par le marché n'est pas toujours possible et la seconde au fait que ces méthodes permettent de dépasser l'hypothèse *welfariste* selon laquelle l'évaluation sociale se base seulement sur l'évaluation des utilités individuelles. Deuxièmement, il faut s'assurer que l'étude conjointe des inégalités dans ces deux dimensions soit suffisamment intelligible pour que celle-ci puisse apporter du sens à l'analyse des inégalités. Par exemple, dans notre contexte, considérer que les inégalités globales se composent des inégalités de revenu et des inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement semble une perspective relativement limitée. Pour cette raison, nous ne mobiliserons pas cette méthode dans le présent contexte.

Si l'étude de l'inégalité jointe fait sens, deux méthodes sont envisageables suivant le type de variable environnementale considérée. Ces méthodes se fondent sur une approche *welfariste*¹⁸⁷ des inégalités, c'est-à-dire un point de vue paternaliste avec un observateur éthique qui évalue les différentes allocations de biens. Pour cela, cet observateur évalue les utilités des différents individus, puis construit le classement des états sociaux à partir des utilités individuelles. Si la variable environnementale est cardinale, il est alors possible de travailler sur les inégalités bidimensionnelles en envisageant des transferts sur les deux variables. Atkinson et Bourguignon (1982) déterminent des permutations favorables de biens dans ce cadre¹⁸⁸. Si la variable environnementale est ordinale, d'autres méthodes peuvent être mobilisées (Bourguignon, 1989). La variable sur laquelle les inégalités sont calculées est alors seulement la variable « revenu » (méthode développée originellement pour intégrer la taille du ménage dans l'évaluation des inégalités de revenus).

¹⁸⁷ Les instruments des méthodes précédemment citées peuvent aussi être perçus dans un cadre non *welfariste*. En effet, dès que l'on remplace U_i , la fonction d'utilité d'un individu i , en U , la fonction d'utilité pour tous les individus, cette modification supprime la subjectivité individuelle de l'utilité en intégrant la fonction d'utilité construite par un observateur impartial. N'étant pas différente pour chaque individu, la fonction U peut alors représenter une fonction différente de celle de l'utilité. Dans ce cas, le planificateur choisit comment chaque individu valorise les biens sans référence à l'utilité. L'étude des inégalités se recentre sur une « *social evaluation function* » autre que la « *social welfare function* ».

¹⁸⁸ Pour une utilisation de ces indicateurs sur des enquêtes ménages, voir Justino (2012).

À partir de ces travaux, il est possible de construire des indicateurs d'inégalités et des critères de dominance pour classer les distributions des deux biens étudiés. Suivant la définition de la fonction d'utilité associée aux deux biens, la comparaison de deux distributions pourra aboutir à des conclusions différentes en termes d'inégalités. En effet, des restrictions pourraient être apportées sur les classes de fonctions d'utilité choisies, et, en particulier, pour tenir compte de la spécificité de la substituabilité entre revenu et environnement. Ces méthodes permettent d'analyser des inégalités intégrant à la fois des inégalités environnementales et sociales. D'autres méthodes permettent de caractériser les inégalités environnementales, notamment à partir des outils développés pour caractériser les inégalités économiques.

1.3.2 *Mesurer les inégalités purement environnementales*

Les inégalités environnementales peuvent également être étudiées seules. Dans ce cas, la mesure de ces inégalités peut se faire de la même manière que l'étude des inégalités économiques en remplaçant la variable « revenu » classiquement utilisée par une variable environnementale. Les indicateurs usuels des inégalités économiques, les courbes de Lorenz et les critères de dominance¹⁸⁹ sont alors applicables dans ce contexte si la variable environnementale est cardinale. Pour prendre en compte les inégalités associées à une variable ordinale, Allison et Foster (2004) proposent une méthode de construction d'ordres partiels et de dominance entre distributions utilisée originellement pour l'évaluation des inégalités relatives à un indicateur ordinal de santé. Cette méthode a été étendue par la suite à la création d'indicateurs d'inégalités respectant l'ordre partiel proposé par Allison et Foster (2004). Ces approches, en se focalisant uniquement sur la dispersion autour de la médiane, peuvent aussi être comprises comme des analyses de la polarisation autour de la médiane. Des méthodes plus récentes proposent de considérer d'autres indicateurs pouvant être assimilés à des coefficients de Gini mobilisables pour les variables ordinales (Giudici et Raffinetti, 2011).

L'ensemble de ces approches permet de caractériser les inégalités associées à une variable environnementale, mais ne correspond pas à la définition des inégalités sociales environnementales. En effet, dans ce cas, les inégalités existent uniquement si elles sont

¹⁸⁹ Pour une synthèse des indicateurs existants et de leurs propriétés, voir Moyes (2009). Deux familles d'indicateurs sont principalement distinguées. Les indicateurs respectant l'invariance à la multiplication mesurent une inégalité relative (IM), c'est-à-dire le fait que l'inégalité ne soit pas modifiée par une multiplication des revenus par une même valeur. L'autre famille mesure l'inégalité absolue, c'est-à-dire le fait que les indicateurs soient invariants à la translation (IT). Dans ce cas, l'ajout d'un même montant à tous les revenus ne modifie pas l'inégalité. D'autres critères standards sont considérés pour la mesure des inégalités comme : la symétrie (S), le principe de population (PP), le principe des transferts (PT), et la normalisation (N). Par exemple, l'indice de Gini mesure une inégalité relative, et vérifie donc les conditions S, PP, PT, N et IM.

associées à une autre variable comme le revenu, le pouvoir ou le statut social. Cette définition de l'inégalité peut être évaluée par l'utilisation d'indicateurs de concentration ou en mobilisant une approche basée sur l'égalité des opportunités.

1.3.3 Mesurer les inégalités sociales environnementales

L'inégalité environnementale peut aussi se comprendre comme une inégalité sociale. Dans ce cas, une autre variable est la cause de l'inégalité associée à la dimension environnementale. Pour évaluer cet élément, il est alors possible de se baser sur l'étude de la concentration de l'environnement au sein d'une population donnée. Ainsi, si l'on s'intéresse aux inégalités associées aux différents niveaux de revenu, l'idée sera de vérifier si l'ensemble des biens environnementaux sont concentrés auprès de ceux qui ont le plus de revenus.

Les indices et les courbes de concentration permettent de représenter et de mesurer ce type de phénomène. En effet, ces méthodes indiquent comment l'environnement se répartit en fonction d'une variable tierce, alors que les indicateurs d'inégalités s'intéressent à la manière dont l'environnement se répartit en fonction de l'environnement lui-même. Ces méthodes sont mobilisées depuis de nombreuses années pour caractériser les inégalités sociales associées à la santé (Wagstaff et al., 1991).

Dans le contexte d'une variable tierce ordinaire (groupe social plutôt que revenu par exemple), la décomposition des niveaux d'inégalités par sous-groupe permet de séparer la part de l'inégalité qui est attribuable à chacun des sous-groupes et, de l'autre, l'inégalité qui est attribuable à la différence entre les groupes. Au-delà de cette méthode, les inégalités environnementales pourraient également se percevoir comme des inégalités d'opportunités. Concernant les questions de macrojustice¹⁹⁰, l'inégalité des opportunités est appréhendée par la différence du niveau de vie obtenu par les individus en neutralisant l'effet des circonstances de leur vie comme le lieu de naissance ou le niveau de revenu des parents. Dans le cadre de la mésojustice¹⁹¹, Waltenberg (2006) se base sur cette approche pour établir des inégalités d'opportunités par rapport au système éducatif. Gamboa et Waltenberg (2012) appliquent cette méthode en étudiant la réussite scolaire des étudiants et en posant comme circonstances le genre, le niveau d'éducation des parents et le type d'école (publique, privée). Dans le cadre des inégalités environnementales, il est plus difficile de justifier la mobilisation de ce type de

¹⁹⁰ La macrojustice correspond aux « *basic rights of a society and the resulting global distributive justice* » (Kolm, 2002, p. 7).

¹⁹¹ La mésojustice correspond à des « *issues which are specific but widespread, important both intrinsically and in volume, and which elicit policies that can affect almost everybody* » (Kolm, 2002, p. 7).

méthode puisque l'environnement n'est pas une des bases de la compréhension de l'opportunité. En revanche, si ce cadre théorique – c'est-à-dire la considération d'inégalités d'opportunités dans un cadre de mésojustice – était adapté pour traiter des questions environnementales, plusieurs circonstances pourraient être prises en compte telles que le revenu, la classe sociale, l'habitat en ville ou en milieu rural si celui-ci est contraint. La répartition de l'environnement ne devrait alors pas dépendre de ces circonstances pour être juste. Dans le cas de l'éducation, l'effort n'est pas une variable mais correspond au classement des individus dans leur type (ensemble de circonstances). Dans notre cas, une variable « effort environnemental » exogène pourrait être intégrée avec la considération de déchets émis ou d'autres polluants dont les individus sont responsables. Ce travail permettrait de reconnecter la question des pollutions émises et des pollutions subies, mais nécessite que les individus soient responsables des pollutions émises. Or, les individus sont encadrés dans un système social et, pour cette raison, ne choisissent pas entièrement leur niveau de pollution. Cette méthode devrait donc être utilisée de manière parcimonieuse.

Au final, six configurations émergent suivant le type d'inégalité et le type de variables considérés. Le Tableau 24 propose une synthèse des méthodes correspondant à ces différentes formes d'inégalités.

Tableau 24 : Les différentes mesures des inégalités environnementales

| | <i>Variable cardinale</i> | <i>Variable ordinale</i> |
|--|---|---|
| <i>Inégalités multidimensionnelles</i> | Mesures des inégalités proposées par Atkinson et Bourguignon (1982) | Mesures des inégalités proposées par Bourguignon (1989) / Attention : variable ordinale non transférable |
| <i>Inégalités purement environnementales</i> | Indices de Gini, courbes de Lorenz, Indice d'entropie / Mêmes méthodes que pour les inégalités de revenus | Comparaison de fonctions de répartition (Allison et Foster, 2004) |
| <i>Inégalités sociales environnementales</i> | Indices et courbes de concentration Inégalités d'opportunités (Waltenberg, 2006) | Décomposition des inégalités par sous-groupes / Attention : variable ordinale uniquement pour la catégorisation |

Source : Auteur.

1.4 Associer l'injustice aux différentes mesures des inégalités

Une fois ces différentes mesures explicitées, la question de l'expression de la justice au regard de ces mesures se pose. En effet, l'utilisation d'indices d'inégalité ne fait sens que si elle est basée sur des considérations normatives en termes de justice distributive. Sinon, le risque est,

lors de la comparaison de deux distributions, d'exprimer des inégalités dans les deux sens avec deux mesures différentes et donc de ne pas pouvoir conclure sur l'inégalité pertinente.

La caractérisation des **inégalités multidimensionnelles** incluant l'accès à l'eau et l'assainissement se rapproche de l'appréciation des inégalités environnementales sur la base de la considération des inégalités d'utilité comme discuté dans le chapitre 2 dans la sous-section 2.1.1. En revanche, cette méthode ne permet pas d'isoler le rôle de l'environnement des autres sources d'inégalités et donc de caractériser l'inégalité environnementale de manière isolée. Cette méthode s'inscrit alors dans un cadre de macrojustice cherchant à établir la répartition de l'ensemble des biens sociaux.

La mesure d'**inégalités purement environnementales** donne une réponse à la question de la justice environnementale par la mesure des iniquités associées à différents niveaux de biens environnementaux possédés¹⁹². Cet objectif de justice demeure un objectif de mésojustice puisque l'étude de la distribution de l'eau et de l'assainissement sans autre élément ne fait pas sens comme seule référence de justice. Cette approche peut avoir des limites en matière d'efficacité (voir section 3 du chapitre 2), mais permet de rejoindre l'approche en termes de sphères de justice proposée par Walzer (1983). L'utilité de cette méthode est renforcée par l'observation de Tobin (1970) qui évoque le fait que la « *willingness to accept inequality in general is, I detect, tempered by a persistent and durable strain of what I shall call specific egalitarianism* » (Tobin, 1970, p. 264). La mesure des inégalités purement environnementales dans le contexte de l'eau et de l'assainissement est aussi utile pour évaluer les questions d'équité associées au bien-être et aux ressources de manière générale. En effet, son étude peut permettre de montrer que les inégalités associées à ces accès sont différentes des autres inégalités comme celles propres aux revenus. Dans ce cas, comme le revenu et l'accès aux services d'eau et d'assainissement sont deux déterminants du bien-être et des ressources possédées, une analyse des inégalités de revenus seule n'est plus suffisante pour représenter les inégalités de bien-être et de ressources.

L'identification des **inégalités sociales environnementales** est aussi utile dans notre contexte pour évaluer la justice pour deux raisons¹⁹³. En premier lieu, cet élément permet de tester la non-domination d'un bien social permettant l'obtention des autres. Dans notre cas, cela revient à tester le fait que le revenu permette d'obtenir les services d'accès à l'eau et à

¹⁹² Pour plus de détails sur les justifications de la considération des inégalités purement environnementales dans un objectif de justice, voir la sous-section 2.2.2 du chapitre 2.

¹⁹³ Pour une description complète du rôle des inégalités sociales environnementales dans l'établissement de la justice sociale, voir la sous-section 2.2.3 du chapitre 2.

l'assainissement. Cet aspect correspond à la règle de non-domination proposée par Walzer (1983). En second lieu, avec ces méthodes, les iniquités associées à des aspects procéduraux de la justice – c'est-à-dire la justice correspondant au processus de décision pour la mise en place, l'amélioration et la maintenance de ces services – peuvent être approchées (Tyler et al., 1997). Ainsi, si le service est meilleur pour les personnes possédant des revenus élevés, c'est un premier indice permettant de répondre à la question de justice procédurale suivante : les personnes vivant dans des voisinages aisés sont-elles plus capables d'obtenir la mise en place des services d'eau et d'assainissement ?

Par la suite, nous utilisons notre base de données pour évaluer les inégalités dans le cadre de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans le Nord et le Nordeste du Brésil. Les différentes méthodes présentées précédemment permettent de comprendre la diversité des représentations possibles de l'inégalité dans le contexte environnemental. Néanmoins, dans notre cas précis, seules certaines méthodes sont pertinentes et nous limiterons donc notre analyse à celles-ci.

2 Base de données et méthodes

Dans cette section, nous présentons succinctement la base de données mobilisée (sous-section 2.1) avant de préciser les méthodes permettant de créer un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement (sous-section 2.2) et de mesurer les inégalités associées (sous-section 2.3).

2.1 Base de données et variables utilisées

Comme pour le chapitre précédent, la base de données mobilisée dans ce chapitre est issue de l'enquête sur la consommation des ménages de l'IBGE réalisée en 2008/2009 (IBGE, 2009). Elle regroupe des informations sur les consommations des ménages, leurs conditions de vie et leurs caractéristiques sociodémographiques. Elle porte sur un échantillon de 55 970 ménages dont 26 843 résidant dans nos régions d'étude¹⁹⁴. Cinq questions, décrites dans le chapitre précédent (Tableau 13 du chapitre 3)¹⁹⁵, concernent l'accès à l'eau et à l'assainissement. Elles intègrent à la fois des dimensions subjectives et objectives concernant les deux services étudiés dans ce chapitre pour chaque ménage interrogé au cours de l'enquête.

¹⁹⁴ Dans notre travail, nous conservons uniquement les ménages avec des réponses aux questions sur les conditions de vie. Notre échantillon est donc légèrement réduit et contient 26,145 ménages dans les régions étudiées.

¹⁹⁵ Pour plus de détails, voir également le questionnaire disponible en ligne sur le site de l'IBGE : http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pof/2008_2009/default.shtm.

2.2 Indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement

Dans cette sous-section, nous présentons la manière dont l'indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement est construit à partir des cinq questions précédemment évoquées. Dans un second temps, nous discutons quelques limites de cet indicateur pour évaluer l'équité de la distribution de cet accès.

2.2.1 *Construction de l'indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement*

Les calculs réalisés se basent sur l'utilisation d'un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement dont la construction est présentée en détail dans l'Annexe 4. Cet indicateur quantitatif est construit à partir du premier axe factoriel de la même Analyse des Correspondances Multiples (ACM) que dans le chapitre précédent. La variable synthétique utilisée reprend pour chaque individu la coordonnée qui lui est associée sur ce premier axe.

Pour mettre en œuvre cette ACM, les modalités des cinq questions précédemment évoquées sont mobilisées. Cette méthode permet de transformer les cinq variables qualitatives en une seule variable quantitative avec une perte minimale d'information. En effet, l'ACM assure le fait que le premier axe factoriel soit construit afin de regrouper le maximum d'inertie qu'une variable synthétique peut capter à partir de l'information issue des variables qualitatives initialement mobilisées. Dans notre cas, ce premier axe capte 22,4% de l'inertie totale associée aux cinq variables utilisées pour la construction de cet indicateur. Les modalités des variables sont classées sur le premier axe factoriel dans un ordre qui correspond au fait d'avoir de plus en plus d'accès aux services identifiés (voir Figure A4.1 de l'Annexe 4). Pour cette raison, le premier axe peut donc s'analyser comme une *proxy* du niveau d'accès des ménages aux services d'eau et d'assainissement.

Cet indicateur permet de s'intéresser aux inégalités dans une dimension différente de celle du revenu, cette dernière étant classiquement mobilisée en économie. Ici, la corrélation entre ces deux dimensions est de 0,21. Cela signifie que le fait de posséder un revenu élevé et un accès aux services élevé sont positivement corrélés. Cependant, les deux dimensions demeurent très différentes, et cette différence montre l'utilité d'étudier les inégalités concernant l'accès à l'eau et à l'assainissement.

Dans ce qui suit, nous considérons cet indicateur comme une quantité d'accès aux deux services. Afin de ne pas comporter de valeurs négatives, l'indicateur est modifié comme suit :

$$I_i = y_i - \min(y) \quad (16)$$

avec y_i la valeur de l'indicateur associé au premier axe de l'ACM pour l'individu i , y la variable correspondant à ce premier axe, et I_i la valeur prise par le nouvel indicateur pour l'individu i .

Cet indicateur possède des valeurs comprises entre 0 et 2,73. Une valeur de 0 signifie que le ménage n'a aucun accès aux services d'eau et d'assainissement. Une valeur de 2,73 signifie que le ménage possède un accès par le réseau pour l'eau et l'assainissement au sein de son logement et que ces deux services lui paraissent de bonne qualité.

Le Tableau 25 présente les moyennes des valeurs pour l'indice d'accès à l'eau et à l'assainissement et pour le revenu par tête des ménages. Pour les deux dimensions, nous pouvons voir que les valeurs sont plus élevées en milieu urbain. En revanche, les ménages de la région Nord possèdent des revenus plus élevés que dans la région Nordeste, contrairement à ce qui peut être observé pour l'indice d'accès à l'eau et à l'assainissement.

Tableau 25 : Valeur moyenne de l'indicateur et du revenu mensuel par habitant

| | Total | | | | Nord | | | | Nordeste | | | |
|---------------------------------------|-------|--------|-------|---------|-------|--------|-------|---------|----------|--------|-------|---------|
| | Total | Urbain | Rural | Diff. | Total | Urbain | Rural | Diff. | Total | Urbain | Rural | Diff. |
| Indice | 1,90 | 2,18 | 1,14 | 1,04*** | 1,68 | 1,90 | 1,06 | 0,84*** | 1,96 | 2,25 | 1,16 | 1,09*** |
| Revenu par tête (en Reais) | 620 | 720 | 338 | 382*** | 681 | 758 | 463 | 295*** | 603 | 710 | 305 | 405*** |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 (IBGE, 2009). Diff. : Différence de moyenne entre les deux sous-échantillons et significativité de la différence entre les moyennes à partir d'un test de Student avec * significatif à 10% ; ** significatif à 5% ; *** significatif à 1%

Cet indicateur sera mobilisé dans la suite comme un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement et nous évaluerons les inégalités d'accès à partir de celui-ci. Cet indicateur possède tout de même quelques limites dont il faudra tenir compte lors de l'interprétation des résultats.

2.2.2 Limites de la mesure proposée pour évaluer les injustices

En évaluant le service uniquement, cette mesure de l'inégalité néglige l'existence possible de coûts différents pour un même niveau de service. Par exemple, le fait d'évaluer les services de la même manière en milieu urbain et en milieu rural donne certaines informations en termes d'inégalités. Cependant, une justice basée sur des coûts identiques en matière d'infrastructures pour tous les ménages ne conduirait pas à un niveau de service identique pour ces deux territoires. L'étude proposée ici ne permet pas d'évaluer le service correspondant à ce type de justice.

De plus, les questions posées au sein de cette enquête n'incluent pas la qualité de l'eau au domicile et le devenir des eaux évacuées. Ces deux éléments pourraient être des compléments

intéressants et pourraient être des pistes pour la réalisation d'enquêtes ménages plus fines intégrant cette question particulière. Nous pouvons tout de même considérer que ces éléments sont partiellement inclus dans l'évaluation subjective du service par les ménages. En effet, les cinq variables initiales concernent à la fois les dimensions objectives et subjectives de l'accès à ces services. Néanmoins, cette dimension subjective ne révèle pas de manière parfaite une information sur la qualité de l'eau et de l'assainissement qui n'est pas directement disponible dans l'étude. L'information subjective peut aussi révéler une mesure imparfaite de l'information relative à l'opinion du ménage sur ce qu'est un service de bonne qualité. Cette opinion peut être influencée par le niveau précédent de ce service possédé par le ménage, par le niveau de service dans l'entourage ou le voisinage et par la qualité générale du niveau de vie du ménage (revenu par exemple).

Globalement, ces deux limites ne remettent pas en cause l'intérêt de l'étude proposée mais ne doivent pas être négligées lors de l'interprétation des résultats obtenus. À présent, il convient d'étudier comment l'inégalité peut être mesurée à partir de cet indicateur.

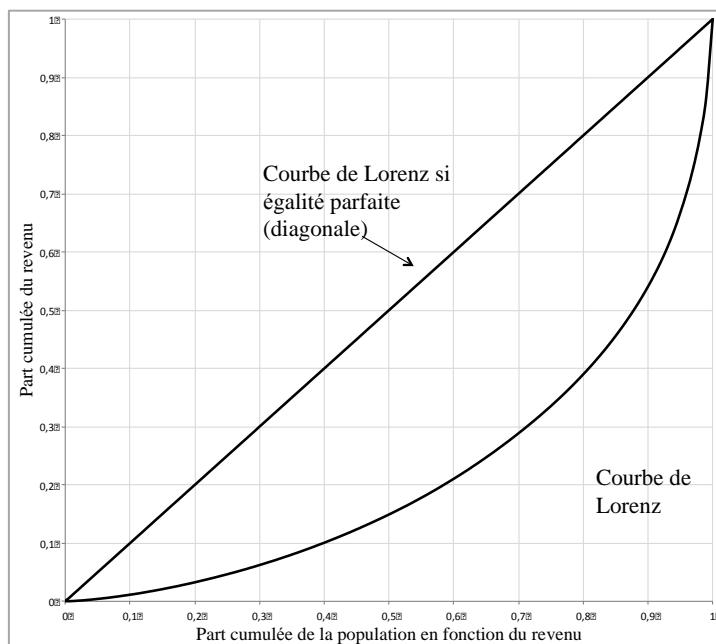
2.3 Mesure des inégalités : méthodes utilisées

Les courbes de Lorenz et les indices de Gini sont deux instruments communément utilisés pour mesurer les inégalités économiques, c'est-à-dire la distribution des revenus et plus globalement de la richesse (Cowell, 2011; Duclos, 2002). Dans ce chapitre, nous mobilisons ces instruments, ainsi que d'autres indicateurs comme l'indice de Theil. Tous ces indices mesurent des inégalités relatives.

2.3.1 *Représenter les inégalités : courbes de Lorenz*

Une courbe de Lorenz représente le pourcentage cumulé de l'élément étudié en fonction du pourcentage cumulé de la population (classé à partir de celui qui a le moins de l'élément jusqu'à celui qui en possède le plus). Cette courbe est toujours en deçà de la diagonale avec la propriété suivante : plus la courbe est proche de la diagonale, plus l'inégalité est faible et respectivement. En cas d'égalité pure, la courbe coïncide avec la diagonale. Enfin, si deux courbes de Lorenz ne se croisent pas, on parle alors de dominance au sens de Lorenz. Dans ce cas, la courbe de Lorenz située la plus proche de la diagonale sera associée à un niveau d'inégalité plus faible, quel que soit l'indice d'inégalité relative retenu.

Figure 32 : Courbe de Lorenz



Source : Auteur.

La courbe de Lorenz communément utilisée est dénommée courbe de Lorenz relative¹⁹⁶. Elle permet de définir un critère de dominance pour les indicateurs d'inégalités relatifs. La formule associée à cette courbe est la suivante :

$$L(p) = \frac{1}{\mu} \int_0^p Q(q) dq \quad (17)$$

avec $p \in [0,1]$ qui représente la proportion de la population, et $Q(p)$ le quantile associé à une proportion p , c'est-à-dire le niveau de revenu (ou d'environnement) en deçà duquel $p\%$ de la population se retrouve.

2.3.2 Mesures des inégalités : indices et décomposition

Cette représentation peut être associée à plusieurs indicateurs d'inégalités différents. Le plus connu est l'indice de Gini. Cet indice évalue l'aire située entre la courbe de Lorenz, précédemment présentée, et la diagonale. Cette aire est multipliée par deux afin que ce coefficient soit égal à 0 dans le cas d'une égalité parfaite, et 1 dans le cas d'une inégalité parfaite (toutes les ressources sont possédées par une même personne). La formule de cet indice de Gini à partir de la courbe de Lorenz est donc la suivante (Duclos, 2002) :

¹⁹⁶ Il existe aussi une courbe de Lorenz associée aux critères d'inégalité absolue.

$$G = 2 \int_0^1 (p - L(p)) dp \quad (18)$$

Un indice de Gini associe une valeur unique à chaque distribution. Néanmoins, deux distributions différentes peuvent avoir le même indice de Gini, c'est la raison pour laquelle une analyse en termes de dominance est utile en complément de l'analyse associée à l'indice de Gini. D'autres indicateurs d'inégalités relatives peuvent donc être mobilisés pour représenter l'inégalité. Ces indicateurs peuvent avoir des propriétés différentes et peuvent également ne pas être sensibles de la même manière aux inégalités en différents points de la distribution.

Les indicateurs d'entropie sont d'autres indicateurs d'inégalités relatives particulièrement intéressants en raison de leur décomposition additive en sous-groupes. L'expression générale correspondant à cette famille d'indicateur est :

$$GE_\theta = \frac{1}{\theta(\theta - 1)} \left(\int_0^1 \frac{Q(p)}{\mu} dp - 1 \right) \quad \forall \theta \neq \{0,1\} \quad (19)$$

L'indicateur mobilisé dépend alors de la valeur prise par le paramètre noté θ . Ce paramètre correspond au poids donné à la distance entre deux points à différents niveaux de la distribution. Plus particulièrement, nous mobilisons l'indicateur développé par Theil (1967)¹⁹⁷. Cet indicateur fait partie de la famille des indices d'entropie avec $\theta = 1$ et se calcule comme suit (il ne peut pas être déduit directement de la formule originale puisque cette opération obligerait à effectuer une division par une valeur nulle) :

$$GE_1 = \int_0^1 \frac{Q(p)}{\mu} \log \left(\frac{Q(p)}{\mu} \right) dp \quad (20)$$

La décomposition de cet indice se fait alors en K sous-groupes de la façon suivante (Duclos, 2002) :

$$GE_1 = \sum_{k=1}^K \left(\varphi(k) \frac{\mu(k)}{\mu} GE_1(k) \right) + \bar{I}_1 \quad (21)$$

¹⁹⁷ Nous appliquons ici la démarche proposée par Justino (2012) en ajoutant une valeur infime (0,0001) pour les ménages ayant une valeur de zéro pour l'indice d'accès. Dans le cas contraire, les indices de Theil ne peuvent pas prendre en compte ces individus à cause de la forme logarithmique. L'indice de Theil fait partie de la famille des indicateurs d'entropie généralisée. Ces indicateurs sont, à une constante positive multiplicative près, les seuls à posséder la propriété de décomposabilité additive par groupe (DAG) (Moyes, 2009).

Avec $\varphi(k)$ la proportion de la population dans le groupe k , $\mu(k)$ la moyenne pour le groupe k , μ la moyenne sur l'ensemble de l'échantillon, $GE_1(k)$ la valeur de l'indice de Theil au sein du groupe k et \bar{I}_1 la valeur de l'indice de Theil lorsque tous les individus de chaque sous-groupe sont associés à la valeur moyenne du groupe concerné $\mu(k)$.

Dans l'équation (21), le premier membre de l'addition correspond à la somme des inégalités intragroupes pondérées par le facteur suivant $\varphi(k) \frac{\mu(k)}{\mu}$, le deuxième membre de la somme correspond à l'inégalité intergroupes. On retrouve donc la propriété de décomposabilité additive de cette famille d'indicateurs.

D'autres indicateurs d'entropie peuvent être utilisés en complément de l'indice de Theil. En effet, les différents indices d'entropie n'ont pas la même sensibilité aux inégalités situées à différents niveaux de la distribution et sont donc complémentaires lors de la caractérisation des inégalités. Dans cette optique, nous calculons l'indice d'entropie associé à une valeur $\theta = 0$ qui correspond à l'écart logarithmique moyen (noté MLD). Nous utilisons aussi l'indice d'entropie pour la valeur de $\theta = 2$ qui correspond à la moitié du coefficient de variation au carré (noté COV, la formule s'obtient en remplaçant θ par 2 dans la formule générale). Comme pour l'indice de Theil, le MLD ne peut pas être directement déduit de la formule générale sous risque d'une division par zéro. Cet indice s'écrit comme suit :

$$GE_0 = \int_0^1 \log\left(\frac{\mu}{Q(p)}\right) dp \quad (22)$$

Des méthodes existent également pour décomposer les indices de Gini, mais reposent sur des procédures plus complexes que nous n'avons pas jugé utile de développer ici (Mussard et Terraza, 2009). Pour aller au-delà d'une mesure des inégalités environnementales sans référence à une autre variable, nous proposons l'utilisation de courbes de concentration qui permettent d'ajouter une variable socio-économique comme déterminante des inégalités existantes.

2.3.3 Représenter les inégalités sociales : courbes de concentration

Dans ce chapitre, nous mobilisons des courbes de concentration afin de répondre à une question légèrement différente concernant la répartition de l'accès à l'eau et à l'assainissement : les services d'accès à l'eau et à l'assainissement sont-ils à l'avantage des plus pauvres ou, autrement dit, ces services engendrent-ils une inégalité sociale ? Pour cela, les courbes de concentration mesurent le pourcentage cumulé de l'élément étudié comme la

courbe de Lorenz, mais les individus sont classés sur l'axe des abscisses en fonction d'une autre variable. Dans notre cas, nous souhaitons évaluer les inégalités sociales associées au revenu. Les individus sont donc classés en fonction du revenu par tête des ménages. Si la courbe est au-dessus de la diagonale, l'accès à l'eau et à l'assainissement est à l'avantage des plus pauvres. Respectivement, si la courbe est en dessous de la diagonale, l'accès à l'eau et à l'assainissement est à l'avantage des plus riches. Cette courbe peut être représentée de la façon suivante comme le propose Kakwani (1977) :

$$C[g(p)] = \frac{1}{\mu_g} \int_0^p g(q) \cdot f(q) dq \quad (23)$$

Avec μ_g la moyenne de la variable g , f la densité de probabilité associée à x , alors la relation entre $C(g(p))$ et $F(p)$, la fonction de répartition associée à x , représente la courbe de concentration associée à $g(p)$. Une courbe de Lorenz est associée au cas particulier où $g(p) = p$. Comme pour les courbes de Lorenz, si deux courbes de concentration ne se croisent pas, il est alors possible de parler de dominance. Dans ce cas, tous les indices de concentration indiqueront une concentration inférieure associée à la courbe la plus proche de la diagonale.

Les différentes méthodes présentées ci-dessus permettent de caractériser la distribution de l'accès au service d'eau et d'assainissement et donc de déterminer les éventuelles inégalités environnementales associées¹⁹⁸. Nous proposons à présent d'appliquer ces différentes méthodes aux données de notre étude afin de caractériser ces inégalités dans le contexte particulier du Nord et du Nordeste brésiliens.

3 Résultats et interprétation

Dans cette section, nous présentons les inégalités entre les ménages dans le contexte du Nord et du Nordeste brésiliens au regard de deux dimensions : le revenu et l'accès à l'eau et à l'assainissement. Pour cela, nous mobilisons des indicateurs d'inégalités et des courbes de Lorenz (sous-section 3.1), la décomposition de ces indicateurs (sous-section 3.2) et des courbes de concentration (sous-section 3.3).

¹⁹⁸ L'ensemble des calculs présentés dans ce chapitre sont réalisés à partir du module DASP du logiciel STATA. Les résultats obtenus dans ce chapitre sont corrigés afin de prendre en compte les pondérations associées à chacun des ménages au sein de la base de données. Cette intégration permet de corriger les sur-représentations et les sous-représentations de certains ménages pour être représentatif de la population brésilienne recensée en 2010. Des compléments sur ce sujet sont disponibles en annexe (Annexe 3).

3.1 Inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement : premières mesures

Dans cette première section, nous présentons différentes mesures des inégalités dans le contexte étudié. Cette section se base sur la comparaison des inégalités de revenus et des inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement. Nous proposons de comparer les niveaux d'inégalités entre régions, entre zones urbaines et rurales et entre États. Pour commencer, le Tableau 26 présente différentes mesures des inégalités pour l'échantillon complet, c'est-à-dire l'ensemble de l'échantillon de la base de données issue de la *Pesquisa de Orçamentos Familiares* (POF) 2008-2009 pour les régions du Nord et du Nordeste. Nous regroupons dans ce tableau quatre mesures différentes de l'inégalité relative avec l'indice de Gini et des indices d'entropie pour différentes valeurs de θ .

Tableau 26 : Indicateurs d'inégalités pour le revenu et l'accès aux services

| | Gini | Theil GE ($\theta=1$) | MLD ($\theta=0$) | COV GE ($\theta=2$) |
|--------------------|-------|----------------------------|-----------------------|--------------------------|
| Indicateur d'accès | 0,216 | 0,108 | 0,136 | 0,082 |
| Revenu par tête | 0,560 | 0,645 | 0,561 | 1,517 |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

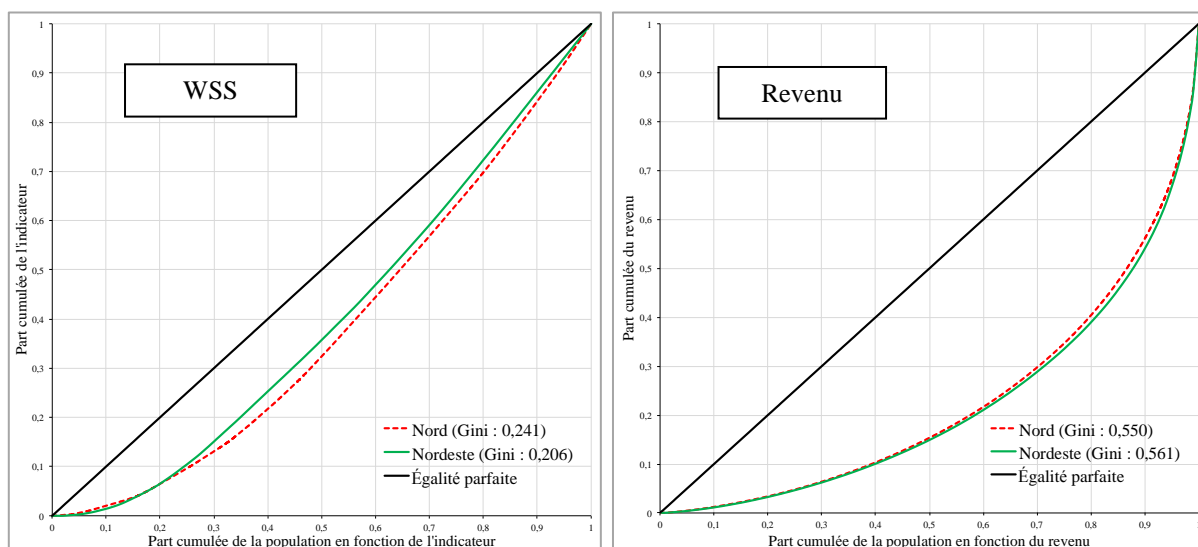
À partir des résultats présentés dans ce tableau, nous pouvons tout d'abord noter que, quel que soit l'indicateur utilisé, l'étendue de l'inégalité est moins forte pour l'indicateur synthétique d'accès que pour le revenu. L'inégalité au regard de l'accès aux services d'eau et d'assainissement est donc moins élevée que l'inégalité économique associée au revenu. Cette observation est importante puisqu'elle signifie que l'inégalité dans la sphère de l'accès à l'eau et à l'assainissement est moins forte que dans la sphère des revenus. Cependant, cette différence pourrait peut-être être remise en cause par l'ajout de variables objectives sur la qualité de l'eau disponible et sur le devenir de l'assainissement. L'extension de la sphère environnementale à ces variables montrerait peut-être des inégalités plus fortes que notre étude.

Ensuite, concernant les indices d'entropie, les inégalités d'accès diminuent lorsque la valeur de θ augmente alors que le contraire est observé pour les inégalités de revenus. Or, pour des valeurs faibles de θ , l'indice d'entropie est plus sensible à des écarts dans le bas de la distribution et, pour des valeurs fortes de θ , l'indice d'entropie est plus sensible à des écarts dans le haut de la distribution (World Bank, 2005). Nous pouvons donc conclure à partir des résultats obtenus que l'inégalité est surtout importante dans le bas de la distribution pour l'indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement alors que les inégalités sont surtout

importantes dans le haut de la distribution pour les inégalités de revenus. Pour les inégalités d'accès, cela peut s'expliquer par le fait que de nombreux individus ont un accès de très bonne qualité à ces services, notamment en milieu urbain. En conséquence, une proportion importante de la population a un même niveau d'accès et ce niveau est relativement élevé. Concernant les inégalités de revenus, l'inverse est vrai : de nombreux individus ont des revenus similaires pour des faibles valeurs, alors que pour les valeurs élevées, la distribution des revenus est en général caractérisée par une queue de distribution longue.

À partir de ce constat et afin de mieux comprendre les inégalités présentes dans ces territoires, les courbes de Lorenz nous offrent une représentation graphique et permettent une visualisation plus fine de la distribution de l'indicateur et du revenu et donc des inégalités dans ces deux dimensions. En effet, deux courbes de Lorenz très différentes peuvent être associées à un même niveau d'inégalité. Pour rappel, l'inégalité mesurée par l'indice de Gini correspond à l'aire entre la courbe de Lorenz et la droite de l'égalité parfaite et il existe différentes courbes pouvant être associées à une même aire totale. La Figure 33 et la Figure 34 offrent des représentations des courbes de Lorenz pour les services d'accès à l'eau et à l'assainissement (à gauche) et pour le revenu (à droite). La différence entre les deux figures est que dans la Figure 33, les courbes de Lorenz associées aux deux régions sont représentées, alors que la Figure 34 présente les courbes de Lorenz pour les zones urbaines et les zones rurales.

Figure 33 : Courbes de Lorenz pour les services d'eau et d'assainissement (WSS) et le revenu pour les deux régions d'études

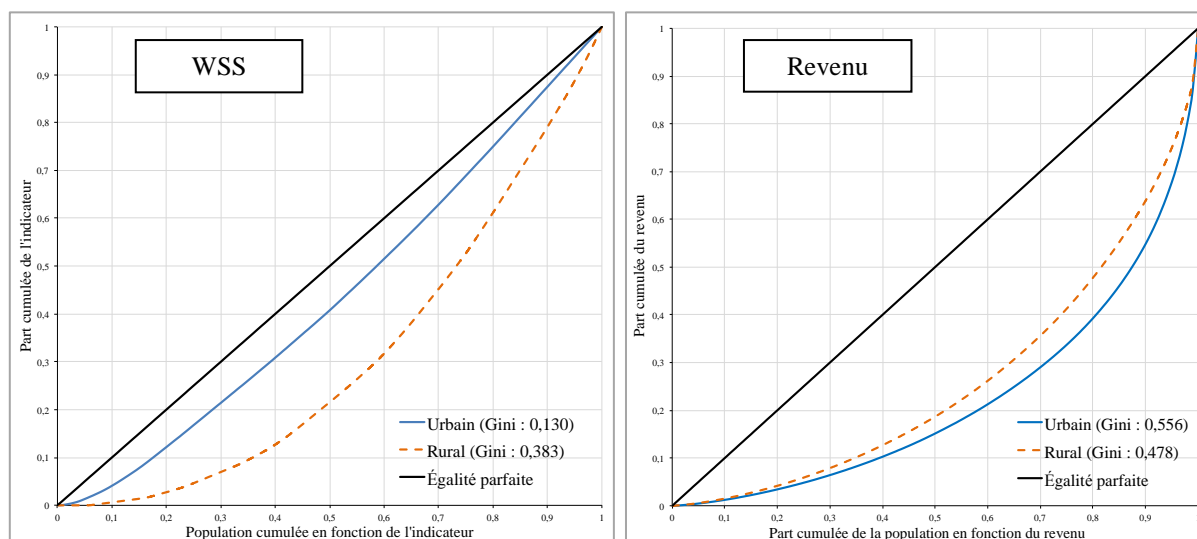


Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

La Figure 33 permet d'identifier trois différences entre la distribution des revenus et la distribution de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Premièrement, cette représentation

confirme les résultats précédents. Les inégalités sont beaucoup moins fortes pour l'indicateur que pour le revenu. Elle montre aussi le fait que la distribution des valeurs élevées des revenus est responsable de beaucoup plus d'inégalités que pour l'indicateur. En effet, les dix derniers pour cent de la distribution possèdent environ 40% des revenus, alors que pour l'indicateur il ne s'agit que de 15% de la quantité d'accès totale. Deuxièmement, les deux régions ont des niveaux d'inégalités très similaires dans les deux dimensions. Ainsi, dans le cas de l'indice d'accès, les courbes de Lorenz montrent qu'aucune des deux distributions ne domine l'autre puisque les deux courbes se croisent. La mesure de l'indice de Gini, en bas à droite des deux graphiques de la Figure 33, tendrait à montrer une inégalité plus forte dans le cas du Nord mais d'autres indicateurs d'inégalités relatives pourraient potentiellement fournir des résultats contraires en raison du croisement des courbes de Lorenz. Troisièmement, concernant l'indicateur d'accès, pour les premiers pourcentages de la population, les inégalités dans le Nordeste semblent légèrement plus élevées. Les conditions de pauvreté extrême existant dans certaines zones du Nordeste, région la plus pauvre du Brésil, sont un facteur potentiel d'explication. En particulier, les régions rurales du Nordeste n'ont parfois aucun accès aux services. Cette différence urbain/rural est d'ailleurs probablement un axe fort de compréhension des inégalités d'accès que la Figure 34 permet en partie de révéler.

Figure 34 : Courbes de Lorenz pour les services d'eau et le revenu en zones urbaines et rurales



Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

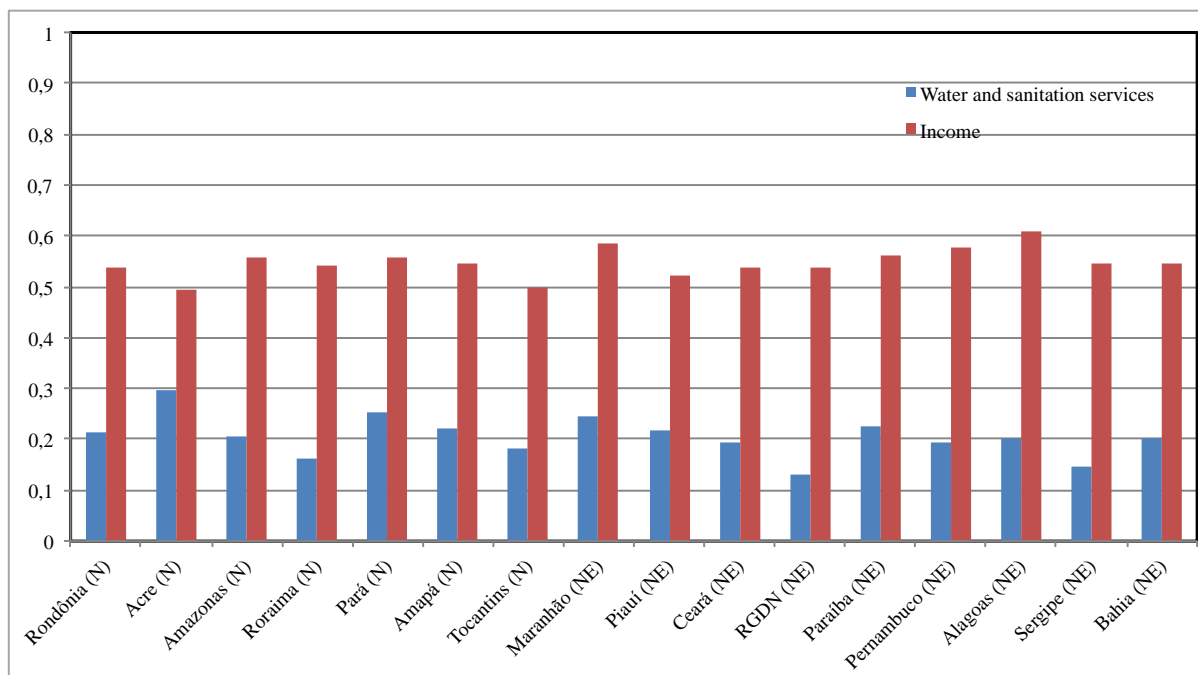
La représentation des inégalités proposée par la Figure 34 met en évidence le fait que les zones rurales sont beaucoup plus inégalitaires que les zones urbaines en termes d'accès à l'eau et à l'assainissement. Cet élément est à mettre au regard des inégalités de revenus qui sont plus fortes dans les zones urbaines. Ce dernier résultat concorde avec les résultats obtenus dans la littérature sur les inégalités dans le contexte brésilien (OCDE, 2012b). Cette

différence provient d'une réduction plus forte des inégalités dans les zones rurales depuis les années 1990. En effet, ce rapport de l'OCDE montre que les niveaux d'inégalités de revenus étaient similaires à ce moment-là. Cette diminution pourrait s'expliquer par la mise en place de la *previdência rural* (en français : pension rurale) qui donne à 8,4 millions de travailleurs ruraux des niveaux d'aides équivalents au salaire minimum brésilien (OCDE, 2011b).

Face à cette diminution des inégalités de revenus, les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement dans les zones rurales sont préoccupantes et proviennent en partie du fait que de nombreux ménages n'ont accès à aucune forme de service d'assainissement et d'eau. En effet, à partir d'une lecture détaillée des courbes de Lorenz associées à l'accès à l'eau et à l'assainissement, les 10% ayant le moins accès possèdent un pourcentage cumulé de l'indicateur de 4,1% en zone urbaine contre uniquement 0,5% en zones rurales. Cette représentation pose la question de la possible équité dans ces zones même si le coût du service est très élevé. La mise en place de projets comme l'installation de fosses septiques et de puits est sans doute une manière de réduire cette inégalité et donc d'augmenter la justice dans cette sphère particulière.

Cette asymétrie entre les inégalités d'accès et celles des revenus révèle qu'au-delà des niveaux très différents, les inégalités varient de manière opposée entre les territoires urbains et ruraux. La même question peut se poser à l'échelle des différents États de notre zone d'étude. Finalement, la Figure 35 permet d'apporter quelques éléments concernant ce fait, mais également d'obtenir des indications concernant les niveaux d'inégalités dans les deux dimensions étudiées. Celle-ci présente les indices de Gini relatifs aux inégalités et aux services pour les différents États de nos deux régions d'études.

L'étendue de l'inégalité d'accès va de 0,13 pour l'État de Rio Grande Do Norte situé à l'extrême Nord-Est du pays jusqu'à 0,31 pour l'État de l'Acre situé à l'Ouest de la région Nord (voir carte de l'Annexe 7). Les inégalités de revenus, mesurées par l'indice de Gini, varient de 0,50 pour l'Acre et le Tocantins jusqu'à 0,61 pour l'État d'Alagoas. L'Acre illustre le fait que les deux formes d'inégalités ne varient pas de manière jointe, le coefficient de corrélation entre les deux dimensions de l'inégalité pour l'ensemble de l'échantillon est d'ailleurs négatif avec une valeur de -0,079.

Figure 35 : Indices de Gini au sein des différents États pour le revenu et l'accès aux services

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

L'ensemble de ces résultats montre l'intérêt d'étudier le rôle de chacune des dimensions que sont la région, le niveau d'urbanisation et l'État pour expliquer le niveau d'inégalités présent. Pour cela, nous proposons dans la sous-section suivante une décomposition des inégalités en fonction de ces trois dimensions afin de comprendre comment celles-ci contribuent aux inégalités environnementales et aux inégalités de revenus.

3.2 Décomposition territoriale des inégalités environnementales

Dans cette sous-section, nous présentons la décomposition des inégalités mesurées par l'indice de Theil entre régions (sous-section 3.2.1), entre États (sous-section 3.2.2) et entre niveaux d'urbanisation (sous-section 3.2.3).

3.2.1 *Décomposition des inégalités environnementales et économiques par région*

Le Tableau 27 présente les résultats de la décomposition des inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement entre les deux régions du Nord et du Nordeste du Brésil. En dessous de chaque valeur, l'erreur standard associée est présentée entre parenthèses.

Tableau 27 : Décomposition des inégalités d'accès par région

| | Indice de Theil | Part de la population | Contribution absolue | Contribution relative |
|--------------|------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| Nord | 0,116 (0,007) | 0,223 (0,000) | 0,023 (0,001) | 0,210 (0,009) |
| Nordeste | 0,103 (0,005) | 0,777 (0,000) | 0,083 (0,004) | 0,770 (0,013) |
| Intragroupes | | | 0,106 | 0,980 |
| Intergroupes | | | 0,002 (0,000) | 0,020 |
| Population | 0,108 (0,003) | 1,000 (0,000) | 0,108 (0,004) | 1,000 (0,000) |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

Dans le Tableau 28, pour offrir une base de comparaison de la décomposition précédente, nous présentons les résultats de la décomposition des inégalités de revenus entre les deux régions du Nord et du Nordeste du Brésil.

Tableau 28 : Décomposition des inégalités de revenus par région

| | Indice de Theil | Part de la population | Contribution absolue | Contribution relative |
|--------------|------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| Nord | 0,617 (0,034) | 0,223 (0,000) | 0,150 (0,012) | 0,233 (0,019) |
| Nordeste | 0,652 (0,024) | 0,777 (0,000) | 0,493 (0,021) | 0,765 (0,020) |
| Intragroupes | | | 0,643 | 0,998 |
| Intergroupes | | | 0,001 (0,000) | 0,002 |
| Population | 0,645 (0,020) | 1,000 (0,000) | 0,645 (0,020) | 1,000 (0,000) |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

Dans ces deux décompositions, nous pouvons tout d'abord observer le fait que l'inégalité intergroupes explique une très faible part de l'inégalité totale. Néanmoins, cette part est plus importante pour l'accès à l'eau et à l'assainissement que pour le revenu puisque l'inégalité intergroupes contribue à 2% de l'inégalité totale pour l'accès et à 0,2% pour le revenu. Au-delà de cet élément, il est possible d'observer que l'inégalité dans le Nord contribue moins à l'inégalité totale dans le cas du revenu que dans celui de l'accès. Les inégalités de revenus sont donc plus fortes dans la région « problème » qu'est le Nordeste. La prise en compte d'une autre dimension qu'est l'accès à l'eau et à l'assainissement nous montre que dans ce

cas, le Nord contribue plus à l'inégalité totale (au regard de la part de la population comprise dans cet État). Ce dernier élément est intéressant puisqu'il nous montre que la seule prise en compte de l'inégalité de revenu cache potentiellement d'autres inégalités qui se répartissent différemment et qui peuvent être également porteuses d'injustices sociales. Il est tout de même possible de noter que les inégalités entre ces deux régions ne sont pas si différentes et que la contribution est proche du niveau de la population concernée. Il est possible de se demander si ce même type d'observation existe à un échelon plus fin, celui de l'État.

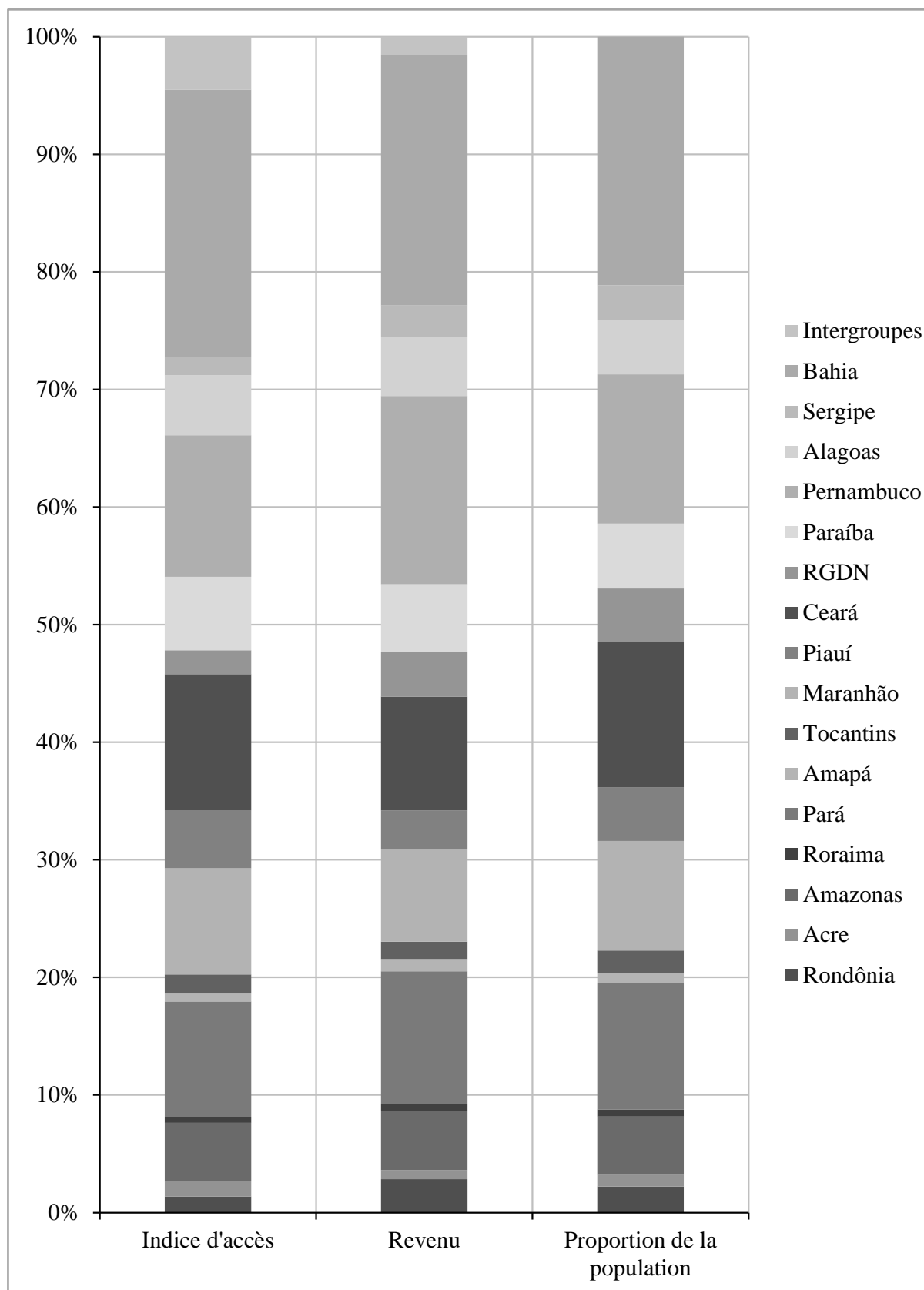
3.2.2 *Décomposition des inégalités environnementales et économiques par État*

La Figure 36 représente la contribution relative de chacun des États ainsi que de l'inégalité intergroupe à l'inégalité totale pour l'indicateur d'accès (à gauche) et pour le revenu (au centre). La dernière colonne nous donne le pourcentage de la population des ménages associés aux différents États. Cette information est essentielle puisque plus l'État est grand, plus la contribution relative de cet État est présumée grande par un simple effet mécanique.

À partir de ce graphique, nous constatons que les différences entre les États participent plus fortement à l'inégalité concernant l'accès à l'eau et à l'assainissement (4,5%) qu'à celle du revenu (1,5%). Cet élément confirme le rôle de l'échelon étatique dans le niveau d'accès à ces services comme nous avons pu le montrer dans la section précédente. À cet échelon, il est également possible d'observer des contributions des États proches de ce qui est attendu en moyenne, c'est-à-dire du pourcentage de la population totale au sein de cet État. L'État du Rio Grande Do Norte (RGDN) ressort néanmoins comme ne contribuant que peu à l'inégalité totale au regard de sa population. Sa population représente 4,6% de l'échantillon alors que l'inégalité dans cet État pour l'accès à l'eau et à l'assainissement ne contribue à l'inégalité totale qu'à hauteur de 2%.

Dans la suite, nous proposons de décomposer les inégalités au regard d'une dernière dimension géographique : la distinction entre les zones urbaines et les zones rurales.

Figure 36 : Contribution relative des différents États à l'inégalité totale



Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

3.2.3 Décomposition des inégalités environnementales et économiques par degré d'urbanisation

Le Tableau 29 consiste en la présentation des résultats de la décomposition des inégalités d'accès aux services d'eau et d'assainissement entre les zones urbaines et rurales du Nord et du Nordeste du Brésil.

Tableau 29 : Décomposition des inégalités d'accès par niveau d'urbanisation

| | Indice de Theil | Part de la population | Contribution absolue | Contribution relative |
|--------------|------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| Urbain | 0,041 (0,002) | 0,731 (0,005) | 0,034 (0,002) | 0,314 (0,014) |
| Rural | 0,257 (0,014) | 0,269 (0,005) | 0,042 (0,002) | 0,384 (0,013) |
| Intragroupes | | | 0,076 | 0,698 |
| Intergroupes | | | 0,033 (0,001) | 0,302 |
| Population | 0,108 (0,004) | 1,000 (0,000) | 0,108 (0,004) | 1,000 (0,000) |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

Le Tableau 30, quant à lui, présente les résultats de la décomposition des inégalités de revenus entre les zones urbaines et rurales des régions d'études.

Tableau 30 : Décomposition des inégalités de revenus par niveau d'urbanisation

| | Indice de Theil | Part de la population | Contribution absolue | Contribution relative |
|--------------|------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| Urbain | 0,628 (0,021) | 0,731 (0,005) | 0,535 (0,019) | 0,829 (0,008) |
| Rural | 0,460 (0,034) | 0,269 (0,005) | 0,068 (0,007) | 0,106 (0,011) |
| Intragroupes | | | 0,603 | 0,935 |
| Intergroupes | | | 0,043 (0,001) | 0,067 |
| Population | 0,645 (0,020) | 1,000 (0,000) | 0,645 (0,020) | 1,000 (0,000) |

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

Deux observations peuvent être faites à partir de ces tableaux. Tout d'abord, l'inégalité intergroupe est beaucoup plus élevée pour les inégalités environnementales que pour celles de revenus. Elle représente 30% de l'inégalité totale pour l'accès aux services contre 6,7% pour

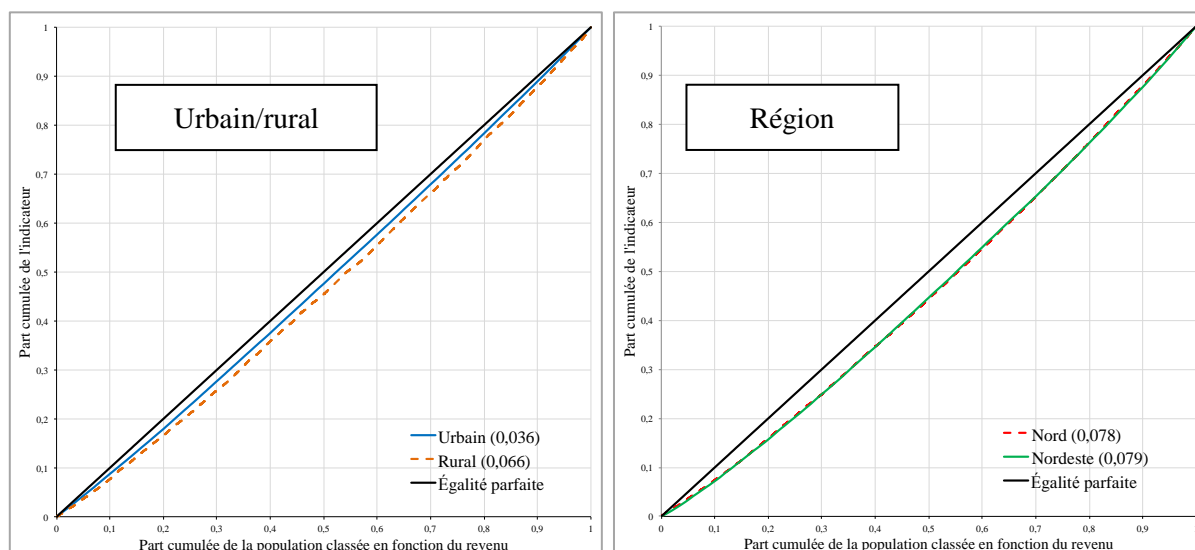
les inégalités de revenus. Les différences entre ces deux sous-groupes de populations concernant l'accès cristallisent donc une part forte de l'inégalité. La réduction des inégalités dans cette dimension devient alors une voie importante pour l'amélioration de l'équité dans ces régions du Brésil. Par ailleurs, il est possible d'observer que les inégalités d'accès sont relativement faibles dans le milieu urbain par rapport au milieu rural. Pour comprendre ce fait, il faut considérer le fait que beaucoup d'individus dans le milieu urbain, même dans les zones les plus défavorisées, ont un accès aux réseaux d'eau et d'assainissement.

Au regard de ces résultats, le rôle du niveau d'urbanisation est donc crucial pour la compréhension des inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement. Une autre variable qui peut expliquer une partie importante des inégalités est la variable « revenu ». Dans les éléments précédents, nous avons comparé les inégalités de revenus et les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement mais nous ne nous sommes pas intéressés au lien entre ces deux variables au niveau des ménages. Pourtant, cette question essentielle est à l'origine des études de la justice environnementale et, notamment de celles développées sur le continent européen.

3.3 Inégalités sociales environnementales dans l'accès à l'eau et à l'assainissement

Nous avons pu observer dans les deux sous-sections précédentes que les inégalités de revenus et les inégalités environnementales étaient très différentes. Il demeure tout de même important de comprendre le lien entre ces deux variables. En particulier, nous proposons dans cette sous-section d'analyser l'accumulation des différentes formes d'inégalités à l'aide de courbes de concentration. Ces courbes nous permettent de répondre à la question suivante : l'accès à l'eau et à l'assainissement se répartit-il en fonction du revenu des ménages ? Dans un objectif de définition de la justice sociale, cette perspective nous permet de capter les inégalités sociales environnementales. Celles-ci sont importantes dans un objectif de justice distributive et de justice procédurale comme nous avons pu le mettre en évidence dans la sous-section 1.4.

La Figure 37 présente la part cumulée de l'indicateur d'accès en fonction de la part cumulée de la population classée en fonction du revenu.

Figure 37 : Courbes de concentration pour l'urbain et le rural (à gauche) et pour les deux régions (à droite)¹⁹⁹

Source : Auteur. Données : POF 2008/2009 – IBGE.

Cette figure nous montre que les services d'eau et d'assainissement sont distribués au sein de la population d'une manière qui favorise les plus riches. En effet, pour la région Nord par exemple, on peut voir que les 20 % de la population les plus pauvres ne possèdent qu'environ 15% du total des services existants. Ces résultats se retrouvent dans les deux régions et quel que soit le niveau d'urbanisation. Ces courbes révèlent donc que la distribution de l'accès à l'eau et à l'assainissement est associée à une inégalité sociale, même si celle-ci est relativement faible. La comparaison des deux courbes associées à chacune des régions montre qu'il n'existe pas de différence entre celles-ci. De l'autre côté, dans la partie gauche de la Figure 37, la distribution en milieu urbain semble très légèrement moins inégalitaire que la distribution dans les zones rurales.

En revenant aux enjeux initiaux de la justice environnementale, cette méthode ne nous permet pas de définir une causalité entre la pauvreté d'accès et la pauvreté économique (Baden et Coursey, 2002). Ce travail pourrait être complété par une analyse historique, sociologique et géographique afin de comprendre les processus qui génèrent ces inégalités sociales. Ce processus peut être important pour passer des inégalités sociales existantes à l'établissement d'une injustice sociale associée à cet attribut environnemental.

¹⁹⁹ Entre parenthèses, les indices de concentration associés à chaque courbe sont reportés. Pour plus d'informations sur le calcul de cet indice, voir Araar et Duclos (2013).

4 Conclusion du chapitre 4

Dans ce chapitre, nous avons présenté les différentes méthodes pouvant être mobilisées pour évaluer les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement dans le contexte du Nord et du Nordeste brésiliens. En nous basant sur une revue des différentes méthodes utilisables et sur les développements du chapitre 2 concernant l'équité dans la distribution des biens environnementaux, nous avons pu étudier les inégalités associées à l'accès à l'eau et à l'assainissement de différentes manières.

Nous avons montré que l'étendue de l'inégalité au regard de l'accès à l'eau et à l'assainissement est de manière non ambiguë moins forte que l'étendue de l'inégalité de revenu. De plus, les États plus inégalitaires en termes de revenus ne sont pas nécessairement ceux concernés par les inégalités environnementales les plus élevées. En outre, les différences entre l'urbain et le rural semblent particulièrement pertinentes pour évaluer cette dimension de l'inégalité. Le développement éventuel de technologies à gestion communautaire pour répondre aux enjeux de l'eau et de l'assainissement n'est pas pris en compte par notre étude. Néanmoins, des gestions condominiales²⁰⁰ de ces deux services sont maintenant développées au Brésil et peuvent être un moyen relativement peu coûteux pour les pouvoirs publics au regard des coûts engendrés par la mise en place de réseaux traditionnels, notamment dans les milieux ruraux. Cette solution permet une meilleure implication de la population pour l'installation et encore plus crucialement pour la maintenance des infrastructures (Nance et Ortolano, 2007).

Plus généralement, l'utilisation de mesures économiques des inégalités pour appréhender la distribution d'éléments associés à l'environnement sans les rendre commensurables au revenu est une approche récente (Jacobson et al., 2005). Ces travaux peuvent permettre d'évaluer les politiques publiques actuelles d'accès aux services de base qui mettent au centre de leur préoccupation l'équité de cet accès. Cette équité peut parfois se faire au détriment de l'efficacité et l'évaluation des arbitrages entre l'équité et l'efficacité des politiques futures est un enjeu d'évaluation important (Pascual et al., 2010). En ce sens, les résultats de ce chapitre participent à la construction d'une économie de la soutenabilité devant permettre d'offrir au débat public des instruments et des mesures pour évaluer les objectifs normatifs des politiques

²⁰⁰ La gestion condominiale correspond au fait d'apporter les services à un bloc de logement (condominium) par le service public. La gestion de l'accès au sein du condominium est ensuite assurée de manière privée et collective par les habitants avec le soutien possible de techniciens. Ce mode de gestion se base sur une plus grande intégration des populations dans l'installation et la gestion des services, et cela notamment pour réduire les coûts de mise en place des services (Melo, 2005).

dans le but de permettre une « *justice between different humans of the same generation, in particular the present generation ('intragenerational' justice)* » (Baumgärtner et Quaas, 2010a, p. 446).

Au-delà des travaux présentés dans ce chapitre, deux pistes de recherche pourraient être développées afin d'approfondir la compréhension des inégalités associées à l'accès aux services d'eau et d'assainissement dans le contexte brésilien. Premièrement, les résultats obtenus pourraient être mis en perspective avec la prochaine enquête sur la consommation des ménages qui devrait être bientôt réalisée. Cette perspective nous permettrait de comprendre la dynamique dans laquelle s'inscrit l'accès à l'eau à l'assainissement au Brésil et l'extension de cet accès dans le temps. Deuxièmement, l'accès à l'eau et à l'assainissement pourrait être analysé à partir d'une variable ordinale. Cette méthode nous permettrait de contrôler de manière plus forte la robustesse des résultats obtenus à partir de la mesure mobilisée tout au long de ce chapitre.

Conclusion de la Partie 2

Cette partie a permis d'atteindre deux objectifs distincts : mettre en pratique les concepts formulés dans la première partie et approfondir la compréhension des conséquences sociales associées à la gestion de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil.

Concernant le premier objectif, les développements du chapitre 3 ont permis de mettre en avant la manière dont les conditions sociales des individus influencent l'accès à des attributs environnementaux. En particulier, l'investigation économétrique a montré que les caractéristiques sociales et territoriales des ménages pouvaient générer un accès inégal à certains services. Le rôle positif des comités de bassin versant, évoqué dans la modélisation multiniveaux, nous fait également penser que la participation égale de tous aux décisions, c'est-à-dire une réduction des inégalités dans la mise en place des politiques publiques, peut avoir un impact positif sur l'accès à l'environnement. Le chapitre 4 nous a permis d'identifier les méthodes pouvant permettre de mesurer les conceptions des inégalités décrites dans le chapitre 2. La mise en pratique empirique dans le contexte brésilien offre une analyse des inégalités environnementales à partir des méthodes identifiées dans le chapitre 4.

Concernant le second objectif, cette partie nous montre comment le territoire brésilien, et les politiques ayant existé, rendent difficiles la tenue de l'exigence d'équité proposée dans la dernière loi brésilienne sur les services de base. Ainsi, la pauvreté économique semble aujourd'hui être un déterminant fort de l'accès à l'eau et à l'assainissement. De plus, les disparités entre États montrent que le Brésil ne peut fournir un accès similaire au sein de ses différentes régions et donc que des inégalités inter-régionales perdurent. Enfin, la mesure des inégalités environnementales au sein du chapitre 4 offre une estimation précise des progrès devant encore être effectués pour réduire les inégalités d'accès à ces services que cela soit dans ses dimensions socio-économiques ou territoriales.

Conclusion générale

La dégradation des milieux, le changement climatique ainsi que l'appropriation des ressources naturelles, comme l'eau ou le bois, sont autant de causes potentielles d'inégalités dans la répartition de l'environnement qui peuvent conduire à des situations sociales dramatiques. Face à ces conséquences sociales relatives aux problématiques environnementales, l'analyse économique ne peut se consacrer uniquement à la recherche d'un optimum social basé sur la somme des utilités ou sur une efficacité parétienne. Penser uniquement l'optimum social comme une somme des utilités, conduit à ignorer le possible sacrifice de certaines populations, mais aussi à l'apparition d'une inégalité nouvelle potentiellement injuste non prise en compte par l'évaluateur. De même, contrairement aux inégalités sociales associées à la santé et à l'éducation qui sont aujourd'hui scrutées par les organismes nationaux et internationaux, la répartition de la qualité environnementale est souvent ignorée.

Au regard de ce constat, cette thèse a proposé l'intégration du concept d'inégalité environnementale dans l'analyse économique, afin de permettre l'étude de cette dimension particulière au sein de la science la plus adéquate pour l'analyse de la distribution des biens. Pour ce faire, nous avons tout d'abord proposé de répondre à la question suivante : comment les inégalités environnementales fournissent un support à l'intégration de la dimension sociale dans l'appréhension des problématiques environnementales en sciences économiques ? Partant de la littérature en sciences sociales ayant traité cette question, nous nous sommes d'abord assuré de la pertinence du concept d'inégalité environnementale dans ce contexte. Quatre champs de littérature en sciences sociales intégrant les questions sociales associées à l'environnement ont alors été étudiés. Ils correspondent à la justice environnementale américaine, à la justice environnementale européenne, à l'écologie politique et au développement soutenable. Après avoir mis en évidence la diversité des positions défendues par ces différents courants de pensée, nous avons montré qu'ils s'articulent tous autour d'une forme d'inégalité.

Les différentes formes d'inégalités concernées peuvent alors être regroupées sous la définition suivante : « des inégalités entre entités humaines au regard d'éléments de leur environnement ». Cependant, cette définition n'est pas suffisante pour caractériser de manière approfondie les formes d'inégalités environnementales pouvant émerger des conditions environnementales des individus, mais aussi des politiques environnementales qui les concernent. Une typologie des inégalités environnementales a alors été proposée. Elle fournit une vision synthétique des différents objets d'analyse concernés par l'étude de ces inégalités.

Pour la réaliser, nous avons considéré deux axes particuliers de divergence pour l'ensemble des inégalités environnementales, d'une part, le fait qu'elles soient issues d'actions subies ou réalisées par les individus et, d'autre part, le fait que des politiques ou des conditions environnementales soient concernées. Cette approche systématique par la proposition d'une typologie permet de limiter les débats sur les termes à employer, contrairement à la proposition d'une définition unique très restreinte et donc nécessairement controversée des inégalités environnementales.

Une fois l'objet d'étude défini, nous avons questionné l'intégration de ce concept en économie à partir des deux visions différentes. D'un côté, l'économie de l'environnement et des ressources naturelles n'offre pas un cadre pertinent pour plusieurs raisons. Elle ne permet notamment pas de poser l'égalité comme un objectif pour lui-même et elle ne propose pas de prendre en compte les jugements de valeur au sein de son analyse. D'un autre côté, l'économie écologique permet plus aisément de conserver la multidimensionnalité du concept étudié. En particulier, les développements récents de l'économie de la soutenabilité proposent un programme d'étude dans lequel le concept d'inégalité environnementale peut devenir central. La réduction de certaines formes d'inégalités environnementales peut donc correspondre à un objectif sociétal dans cette discipline. Sa prise en compte nécessite alors la définition claire de la normativité associée à ces inégalités.

Conceptualiser l'inégalité environnementale ne suffit pas à déterminer le caractère juste ou injuste d'une distribution. Dans une perspective de philosophie économique, nous avons alors entrepris l'analyse du rôle des inégalités environnementales dans un objectif sociétal plus large de justice distributive. En effet, l'égalité est rarement considérée comme un objectif intrinsèque unique. Néanmoins, cet objectif peut être constitutif d'une justice distributive plus large. Ajouter l'égalité au sein d'un objectif sociétal de justice n'entraîne pas l'inclusion de l'inégalité au regard de l'environnement de manière systématique, l'analyse pouvant se limiter à la considération d'une égalité des revenus ou des utilités. La prise en compte de l'environnement passe donc nécessairement par la mobilisation d'une mésojustice, c'est-à-dire d'une justice propre à une problématique spécifique, à un champ donné, mais largement étendu et concerné par des politiques particulières. Cette mésojustice peut donc s'appliquer aux enjeux propres à l'environnement qui cristallisent aujourd'hui de nombreuses politiques et qui sont considérés comme un domaine à part entière que cela soit dans le domaine scientifique, institutionnel ou politique.

À l'aide d'un cadre de mésojustice, nous avons donc identifié quatre façons de concevoir des inégalités environnementales pouvant être considérées comme injustes suivant différentes conceptions de la justice. Ce travail montre que des inégalités injustes peuvent provenir du fait de ne pas atteindre un égal accès au « marché de l'environnement », une égalité de tous à l'accès aux biens et services environnementaux, une égalité de tous les groupes sociaux au regard de l'environnement ou encore un égal accès à l'environnement pour un même niveau de mérite.

Néanmoins, quelle que soit la conception de la justice, la volonté de limiter ces inégalités dépend de l'articulation de cette politique avec d'autres objectifs portés par une société. À partir de ce constat, nous avons montré la manière dont la réduction de ces inégalités peut interférer avec quatre objectifs différents : l'efficacité économique, la justice intragénérationnelle pour les autres biens, la justice intergénérationnelle et l'éthique environnementale. Chacun de ces autres objectifs peut entraver ou faciliter, sous des conditions particulières, l'atteinte d'objectifs en termes d'inégalités environnementales. En particulier, il est montré que la considération de biens environnementaux essentiels à la vie pose peu de difficultés au regard de ces arbitrages. Une focalisation sur les questions d'accès à l'eau, bien essentiel à la vie, et à l'assainissement, qui peut entraîner de graves conséquences en termes de santé si celui-ci n'est pas de bonne qualité, nous a donc semblé particulièrement pertinente pour illustrer notre propos.

À la suite de ce travail théorique, la seconde partie de cette thèse a été consacrée à une application aux enjeux de l'accès à l'eau et à l'assainissement. Cette problématique est intéressante pour illustrer les considérations théoriques mises en avant précédemment, mais ne s'y réduit pas puisqu'elle porte également un enjeu fort en termes de politiques publiques dans le contexte particulier étudié, celui du Brésil. En effet, ce pays a longtemps ignoré la présence de problèmes, pourtant récurrents, d'accès aux services de base pour l'ensemble de sa population, et notamment les populations pauvres. Récemment, la mise en place au niveau international d'objectifs en matière d'accès à ces services au sein des objectifs du millénaire pour le développement, ainsi que l'arrivée au pouvoir du Parti des Travailleurs au début des années 2000, a incité le Brésil à considérer de nouveau l'accès à ces services. Pourtant, au-delà de statistiques montrant une amélioration de la proportion des individus ayant accès à ces

services²⁰¹, nous nous sommes proposé d'étudier comment ce service se répartit et dans quelle mesure il correspond à la volonté d'accès universel et équitable aux services de base portée par une loi de 2007 dans ce pays.

La situation sociale et économique brésilienne montre plusieurs faits importants pour comprendre la situation de l'accès à l'eau et à l'assainissement dans ce pays. Tout d'abord, nous avons observé que ce pays est marqué par de nombreuses inégalités entre ses régions, entre les zones urbaines et rurales, mais aussi au sein de ces territoires avec comme illustration frappante la présence des favelas au cœur des villes comme Rio de Janeiro. Ensuite, la gestion des services d'eau et d'assainissement s'est appuyée sur plusieurs structurations politico-administratives qui ont tour à tour donné plus ou moins d'importance aux États et aux municipalités pour la gestion de ces services. Au final, les régions du Nordeste et du Nord souffrent d'un accès relativement faible à ces deux services malgré les politiques qui ont été mises en œuvre pour aider les populations de ces deux régions.

À partir de l'ensemble de ces constats, une analyse économétrique a été conduite afin d'identifier les déterminants socio-économiques et institutionnels de l'accès à ces services²⁰². Cette analyse met en évidence de nombreux déterminants dont certains sont au cœur des problématiques de justice environnementale comme le revenu, l'ethnicité, le genre et le territoire. Toutes ces variables sont donc pertinentes pour comprendre et évaluer les inégalités d'accès à ces services.

Nous montrons également l'existence d'une influence du contexte étatique, notamment par l'utilisation de modèles multiniveaux. Ces modèles permettent d'introduire des variables caractérisant les États afin de comprendre l'influence de cet échelon sur l'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages. Par ces méthodes, nous avons pu identifier le rôle des comités de bassin hydrographique comme institution permettant un meilleur accès à l'eau et à l'assainissement. En revanche, d'autres variables, comme le PIB par habitant ou les inégalités, ne se sont pas révélées significatives pour expliquer l'influence de l'État sur les services d'eau et d'assainissement. Enfin, nous avons montré que les déterminants propres au Centre-Ouest,

²⁰¹ L'accès à des sources d'eau et d'assainissement améliorées a largement progressé au Brésil au cours de ces dernières années. Voir la Figure 27 et la Figure 28 au sein du chapitre 3.

²⁰² Pour ce faire, nous avons mobilisé l'enquête sur le budget des ménages réalisée par l'Institut Brésilien de Statistique en 2008/2009 qui est également mobilisée dans le quatrième chapitre. Ce travail économétrique mobilise des modèles de régressions logistiques, logistiques multinomiales et logistiques multinomiales ordonnées.

au Sud et au Sudeste sont différents de ceux du Nord et du Nordeste. À partir de ce travail, les situations dans le Nord et le Nordeste étant identifiées comme les plus problématiques, nous avons décidé de consacrer notre dernier chapitre à la mesure des inégalités associées à l'accès à ces services au sein de ces deux régions.

Le précédent travail a permis de mettre en évidence certaines caractéristiques déterminant les différences d'accès à l'eau et à l'assainissement. En revanche, pour mieux identifier l'inégalité existant dans ce contexte particulier, il est nécessaire de proposer une évaluation de ces inégalités. Pour cela, un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement est construit à partir d'une Analyse des Correspondances Multiples sur la base des questions associées à ces services au sein de l'enquête sur le budget des ménages de l'IBGE. Cette mesure permet d'associer une valeur à l'accès de chacun des ménages de notre enquête pour pouvoir ensuite évaluer les inégalités associées à cette « quantité » d'accès aux services d'eau et d'assainissement. Différentes méthodes peuvent être utilisées pour mesurer les inégalités. Nous avons donc présenté, dans un premier temps, les méthodes pouvant permettre d'évaluer les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement dans le contexte du Nord et du Nordeste brésiliens. Chacune de ces méthodes a été associée aux conceptions normatives des inégalités environnementales développées au sein du chapitre 2. Ainsi, nous avons montré que chaque mesure possible de l'inégalité repose sur une conception différente de la justice au regard de l'environnement.

Dans un second temps, nous avons analysé les inégalités environnementales et les avons comparées aux inégalités de revenus dans le contexte du Nord et du Nordeste brésiliens. En particulier, nous montrons que l'étendue de l'inégalité environnementale pure, c'est-à-dire la répartition inégale des services étudiés sans se référer aux conditions sociales des individus, est moins forte que celle de l'inégalité de revenus, et qu'elles ne semblent pas se superposer. Le fait que l'inégalité soit moins forte provient en partie du fait que nous nous sommes limités à l'accès aux services et à leur appréciation par les ménages sans intégrer les niveaux de pollution différents de l'eau, les coupures éventuelles du réseau et le devenir des eaux d'assainissement. Néanmoins, le fait qu'elles ne se superposent pas montre la pertinence de ne pas se limiter à une analyse de l'inégalité de revenus, sans quoi des sources potentielles d'inégalités et/ou d'injustice seraient ignorées. Cette analyse a également permis d'identifier le fait que les États plus inégalitaires en termes de revenus ne sont pas nécessairement ceux concernés par les inégalités environnementales les plus élevées, ce qui confirme la non-

superposition des deux formes d'inégalités. Une des dimensions particulièrement clivantes concernant les différences d'accès est celle du niveau d'urbanisation. En effet, comme les différences de coûts des services entre ces deux espaces pouvaient le laisser présager, les inégalités d'accès semblent beaucoup plus élevées en milieu rural qu'en milieu urbain. Enfin, nous avons pu identifier le caractère pro-riche de ces services, révélant donc une inégalité sociale environnementale nouvelle. De manière générale, la mesure des inégalités environnementales, sans les rendre commensurables au revenu, est une approche récente. Ces travaux contribuent à une meilleure évaluation des politiques publiques environnementales et sociales, notamment en matière d'accès aux services de base. Cet objectif s'articule parfaitement avec celui de l'économie de la soutenabilité qui propose d'établir des méthodes permettant d'évaluer l'objectif normatif de « (...) *justice between different humans of the same generation, in particular the present generation ('intragenerational' justice)* » (Baumgärtner et Quaas, 2010a, p. 446).

Au final, l'ensemble de la thèse propose différentes manières d'inclure les inégalités environnementales dans les travaux économiques, et en particulier, comme un objectif social basé sur des considérations de justice sociale. Dans ce cadre, les mesures développées se réfèrent toujours à une forme d'inégalité environnementale particulière et à une conception de la justice. L'analyse en économie de la soutenabilité rend nécessaire l'explicitation de ces deux points en amont de chaque étude. Cette exigence, d'autant plus nécessaire dans les situations actuelles d'incertitude associées au changement climatique et aux changements de valeurs des individus au regard de l'environnement, est requise pour permettre une évaluation des conditions et des politiques environnementales des individus, voire des ménages, dans une approche scientifique post-normale.

À l'aube de la COP 21 et à l'heure du bilan des Objectifs du Millénaire pour le développement²⁰³, la situation des individus au regard de leur environnement est au cœur de nouveaux enjeux en termes de justice sociale. L'équité des politiques publiques environnementales se pose donc de manière aigüe. En effet, l'acceptabilité des politiques publiques environnementales requiert des principes considérés comme justes par les populations. À chaque échelle, notamment nationale et internationale, ces concepts de justice,

²⁰³ Un nouveau programme post-2015 est en cours d'élaboration aux Nations-Unies. Comme pour les objectifs du millénaire pour le développement qui avaient commencé en 2000, ces nouveaux objectifs, nommés objectifs de développement durable, s'inscriront dans une période de quinze années, c'est-à-dire la période 2015-2030.

basés sur l'égalité et l'équité, pourraient servir à la mise en place de politiques et d'accords ambitieux dont nous pouvons succinctement détailler quelques aspects.

Concernant plus précisément notre terrain d'étude, la politique brésilienne basée sur des objectifs d'équité et d'universalité dans l'accès aux services de base exige donc une forme de justice dans la mise en place de ces services. Une meilleure gestion pourrait se faire par la généralisation de la gestion de l'eau ressource par des comités de bassin hydrographique. Cette gestion des pollutions, au plus près du territoire, pourrait permettre de développer un réseau d'assainissement de meilleure qualité. Pour l'accès à l'eau, la définition claire du rôle des échelons administratifs paraît aussi essentielle. Comme le montre Heller (2009), la gestion étatique a conduit à de fortes inefficiences qui sont encore visibles aujourd'hui, comme l'accès différencié au réseau persistant entre les États. La gestion à une échelle plus fine comme celle des municipalités est intéressante mais ne doit pas négliger la nécessité d'obtenir une qualité d'accès uniforme sur l'ensemble du territoire. En particulier, l'accès à des services adéquats en milieu rural est essentiel étant donné le retard accumulé dans ces zones. Cet élément passe probablement par des technologies alternatives d'accès aux services pour pallier les problématiques de coûts associés au déploiement d'un réseau dans un territoire aussi vaste. Un contrôle fédéral avec des objectifs précis en termes d'accès semble donc nécessaire pour éviter le creusement des inégalités entre les municipalités.

Ces objectifs précis, permettant l'équité entre les territoires, peuvent être suivis uniquement s'il existe une connaissance approfondie de la situation des ménages sur ces différents espaces. Cette connaissance pourrait être améliorée par la réalisation d'enquêtes plus approfondies sur cette question qui informeraient sur les types d'accès des ménages à ces services, la qualité de l'eau consommée, les usages de l'eau et le devenir de l'eau après son évacuation du logement. La connexion facilitée entre les données municipales et celles à l'échelle des ménages pourraient également permettre d'améliorer l'information disponible sur ce sujet. L'approfondissement de ce savoir sur la qualité de l'accès des ménages aux services de base pourrait révéler des inégalités qui sont aujourd'hui invisibles, et donc probablement ignorées. De plus, les inégalités associées à la qualité de l'eau pourraient devenir primordiales avec l'augmentation des pollutions qui affectent cette ressource, et notamment en contexte urbain avec les difficultés associées au traitement des eaux industrielles et domestiques.

En outre, sur ce territoire, le changement climatique va probablement modifier la façon dont se distribuent les eaux de surface et les eaux souterraines. Comme nous l'avons vu dans le

chapitre 3, cette modification de la disponibilité des eaux pourrait rendre encore plus difficile la situation dans la région du Nordeste. Le facteur climatique doit donc être pris en compte pour éviter que les populations les plus pauvres soient confrontées à une inégalité environnementale injuste associée au fait de subir de manière disproportionnée les conséquences du changement climatique.

Ainsi, au-delà de l'objectif de conserver un changement de température moyenne globale en deçà de 2°C, les débats sur le changement climatique lors de la COP 21 devront mettre en avant les problématiques de justice associées aux conséquences disproportionnées du changement climatique sur les populations les plus pauvres ayant souvent des capacités d'adaptation limitées. Le Fonds vert, par exemple, mis en place après la conférence des parties de Copenhague, a pour objectif d'allouer la moitié de ses moyens à l'adaptation aux pays les moins développés et aux petits territoires insulaires (COP 21, 2015). L'allocation de ces ressources devrait s'articuler autour de principes de justice clairs afin de permettre une acceptabilité et une justice dans l'adaptation au changement climatique (Berthe et Ferrari, 2015b). Ce Fonds représente un montant de 10,2 milliards d'euros pour la période 2015-2018. Pourtant, à côté de ce chiffre, les besoins annuels pour l'adaptation sont estimés entre 70 et 100 milliards de dollars par an à l'horizon 2050 (Chambwera et al., 2014). La communauté internationale ne semble donc pas aujourd'hui en mesure de mobiliser suffisamment de financements pour l'adaptation des populations les plus pauvres, victimes mais très peu responsables des changements climatiques.

Le travail conduit au sein de cette thèse met en lumière la nécessité d'intégrer les questions sociales dans l'analyse économique de la problématique environnementale et différentes extensions à ce travail peuvent être proposées. Tout d'abord, pour améliorer la connaissance de la situation du Brésil concernant l'accès à l'eau et à l'assainissement, il serait intéressant d'étendre ce travail en proposant des comparaisons avec des pays situés dans la même région du monde. En effet, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, les niveaux de satisfaction sont très diversifiés entre les différents pays d'Amérique du Sud et d'Amérique Centrale. À titre d'illustration, le contexte mexicain, pays également très vaste²⁰⁴ et avec des inégalités très élevées²⁰⁵, pourrait permettre une comparaison intéressante. Contrairement au système de

²⁰⁴ Le Mexique s'étend sur une superficie de 1 964 375 km² et est un pays fédéral composé de 31 États.

²⁰⁵ Au Mexique, l'indice de Gini associé aux inégalités de revenus était, selon la Banque Mondiale, de 0,481 en 2012 (Banque mondiale, 2014).

filtration qui s'est développé au Brésil – les ménages y filtrent l'eau du robinet au sein du domicile –, le Mexique a développé un vaste secteur d'activité associé à l'eau en bonbonne. Le réseau d'eau n'y est donc pas utilisé pour l'eau de boisson mais uniquement pour les autres activités du ménage. Malgré cette différence, de nombreuses similarités pourraient aussi être étudiées dans le détail comme la privatisation du secteur, la gestion par bassin versant ou le problème de l'assainissement connu également comme une difficulté particulière dans ce pays.

Ensuite, au-delà de cette comparaison, le fait de ne pas connaître le devenir de l'eau évacuée lors de l'assainissement limite la possibilité de prendre en compte les ménages comme produisant des conditions environnementales dégradées. Cet aspect, présent dans la première partie de la thèse, n'a donc pas été au centre de l'application sur le territoire brésilien.

Pourtant, face aux dégradations anthropiques de l'environnement, Larrère (2015b, p. 6) nous indique qu'« il faut donc prendre des décisions qui engagent l'humanité tout entière, pour le très long terme ». La question des inégalités dans la contribution à la dégradation ou à l'amélioration de l'état de l'environnement est donc essentielle, puisqu'elle permet de déterminer comment les humains des générations présentes et des générations proches devront se répartir les efforts pour protéger la biosphère à l'échelle internationale – les débats lors de la COP21 seront en partie axés sur la juste répartition de la pollution par les gaz à effets de serre – et à l'échelle locale. Dans ce contexte, les contributions à la protection d'un parc naturel ou à des mesures agro-environnementales entrent au cœur des problématiques de justice (Deldrève et Candau, 2014).

La compréhension des inégalités de contribution et de leurs causes sociales s'avère aussi cruciale. En effet, les dégradations différenciées de l'environnement peuvent provenir de deux inégalités sociales environnementales particulières : (1) les inégalités sociales de contribution à la protection de l'environnement et (2) les inégalités sociales de participation aux décisions politiques en matière environnementale. La meilleure connaissance de la première catégorie d'inégalités permettrait d'identifier les contributions des différents groupes sociaux à la dégradation de l'environnement et nous informerait donc sur l'effet d'une augmentation ou d'une diminution des inégalités sur la dégradation de l'environnement. De même, concernant la seconde forme d'inégalités, la modification de la représentation des différents groupes sociaux dans les décisions politiques pourrait avoir un fort impact sur les décisions en matière de protection de l'environnement.

La compréhension de l'ensemble de ces phénomènes, ayant une portée à la fois normative et positive, permettrait donc d'apporter un regard nouveau sur les liens entre les sphères environnementale et sociale du développement soutenable²⁰⁶. Au final, par la combinaison de ces deux sphères et par la prise en compte de la dualité de l'individu, comme producteur et victime des conditions et des politiques environnementales, le concept d'inégalités environnementales pourrait permettre de penser de manière intégrée des politiques réellement socio-environnementales.

²⁰⁶ Une fois l'effet de ces formes d'inégalités environnementales sur la protection de l'environnement analysé, il est possible de déterminer si la réduction de ces inégalités, qui peut être constitutif d'un objectif de justice sociale, améliore ou non la qualité de l'environnement. Si cette réduction des inégalités dégrade l'environnement, un arbitrage entre les sphères sociales et environnementales émerge alors.

Bibliographie

- Aarhus Convention, 1998. *Aarhus Convention on access to information, public participation in decision making and access to justice in environmental matters*, June 25, 1998, 38 I.L.M. 517 (Entered into force Oct. 30, 2001).
- Abebaw, D., Tadesse, F., Mogues, T., 2011. Access to improved water source and satisfaction with services : Evidence from rural Ethiopia. *ESSP II Working Paper*.
- Abers, R.N., Keck, M.E., 2013. *Practical authority: agency and institutional change in brazilian water politics*. Oxford University Press, Oxford.
- Adams, E.A., Boateng, G.O., Amoyaw, J.A., 2015. Socioeconomic and Demographic Predictors of Potable Water and Sanitation Access in Ghana. *Social Indicators Research* 1–15.
- Aghion, P., Caroli, E., Garcia-Penalosa, C., 1999. Inequality and economic growth: the perspective of the new growth theories. *Journal of Economic literature* 37, 1615–1660.
- Aklin, M., Bayer, P., Harish, S.P., Urpelainen, J., 2013. Understanding environmental policy preferences: New evidence from Brazil. *Ecological Economics* 94, 28–36.
- Alcott, B., 2010. Impact caps: why population, affluence and technology strategies should be abandoned. *Journal of Cleaner Production* 18, 552–560.
- Alesina, A., Perotti, R., 1996. Income distribution, political instability, and investment. *European Economic Review* 40, 1203–1228.
- Allison, R.A., Foster, J.E., 2004. Measuring health inequality using qualitative data. *Journal of Health Economics* 23, 505–524.
- ANA, 2013. *Relatório de conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. ANA, Brasília.
- ANA, 2012. *Relatório de conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. ANA, Brasília.
- ANA, 2009. *Relatório de conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. ANA, Brasília.
- Araar, A., Duclos, J.-Y., 2013. *DASP - User manual - Version 2.3*. Université de Laval, PEP, Cirpée and World Bank.
- Aristote, 1959. *Éthique à Nicomaque*. Traduction de J. Tricot. Éditions les Échos du Marquis, Paris.
- Arneson, R.J., 2008. Justice Is Not Equality. *Ratio* 21, 371–391.

- Atkinson, A.B., Bourguignon, F., 1982. The comparison of multi-dimensioned distributions of economic status. *The Review of Economic Studies* 49, 183–201.
- Awoke, W., Muche, S., 2013. A cross sectional study: latrine coverage and associated factors among rural communities in the District of Bahir Dar Zuria, Ethiopia. *BMC Public Health* 13, 99.
- Baden, B.M., Coursey, D.L., 2002. The locality of waste sites within the city of Chicago: a demographic, social, and economic analysis. *Resource and Energy Economics* 24, 53–93.
- Bailly, A., Bourdeau-Lepage, L., 2011. Concilier désir de nature et préservation de l’environnement : vers une urbanisation durable en France. *Géographie, économie, société* Vol. 13, 27–43.
- Baiocchi, G., Minx, J., Hubacek, K., 2010. The Impact of Social Factors and Consumer Behavior on Carbon Dioxide Emissions in the United Kingdom. *Journal of Industrial Ecology* 14, 50–72.
- Baland, J.-M., Bardhan, P.K., Bowles, S., 2007. *Inequality, Collective Action, and Environmental Sustainability*. Princeton University Press / Russell Sage Foundation, Princeton, NJ / New-York, NY.
- Ballet, J., Dubois, J.-L., Mahieu, F.-R., 2012. La soutenabilité sociale du développement durable : de l’omission à l’émergence. *Mondes en développement* 156, 89–110.
- Ballet, J., Koffi, J.-M., Pelenc, J., 2013. Environment, justice and the capability approach. *Ecological Economics* 85, 28–34.
- Ban Ki-moon, 2014. *UN Secretary-General calls on students to focus on climate change, sustainable development*. Cambridge, MA.
- Banque mondiale, 2014. *World Development Indicators (1980-2014)*. Banque mondiale, Washington, DC.
- Bartelmus, P., 2010. Use and usefulness of sustainability economics. *Ecological Economics* 69, 2053–2055.
- Barton, H., Grant, M., 2006. A health map for the local human habitat. *The Journal for the Royal Society for the Promotion of Health* 126, 252–253.

- Baumgärtner, S., Glotzbach, S., Hoberg, N., Quaas, M.F., Stumpf, K.H., 2011. Economic Analysis of Trade-Offs Between Justices. *SSRN eLibrary*.
- Baumgärtner, S., Quaas, M.F., 2010a. What is sustainability economics? *Ecological Economics* 69, 445–450.
- Baumgärtner, S., Quaas, M.F., 2010b. Sustainability economics — General versus specific, and conceptual versus practical. *Ecological Economics* 69, 2056–2059.
- Becker, C., 2006. The human actor in ecological economics: Philosophical approach and research perspectives. *Ecological Economics* 60, 17–23.
- Bellan, G., Bellan-Santini, D., Dauvin, J.-C., 2007. À propos de quelques utilisations des termes « Inégalités écologiques » : simples impropriétés de langage ou accaparement abusif? *Développement durable et territoires*, Revue en ligne.
- Berthe, A., 2013. « Intégrer la question environnementale dans la mesure des inégalités : clés éthiques et méthodologies économiques ». In: Diemer, A., Guillemin, H. (Eds.), *Inégalités et Pauvreté Dans Les Pays Riches*. Editions Oeconomia, Clermont-Ferrand.
- Berthe, A., Elie, L., 2015. Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration. *Ecological Economics* 116, 191–200.
- Berthe, A., Ferrari, S., 2015a. « Inégalités environnementales ». In: Bourg, D., Papaux, A. (Eds.), *Dictionnaire de La Pensée écologique*. PUF, Paris, pp. 561-565.
- Berthe, A., Ferrari, S., 2015b. Justice écologique et adaptation au changement climatique : le cas des petits territoires insulaires. *Revue de philosophie économique* 16, 103–133.
- Birnbacher, D., 2009. “What Motivates Us to Care for the (Distant) Future?”. In: Gosseries, A., Meyer, L.H. (Eds.), *Intergenerational Justice*. Oxford University Press, Oxford, pp. 273–300.
- Bonfanti, C., Jungblut, C., Pereira, P.C., 2015. *Governo anuncia corte de R\$ 69,9 bilhões no Orçamento de 2015*. O’globo, Rio de Janeiro, 22 mai 2015.
- Bourcier, N., 2015. *Raz de marée au Brésil contre Dilma Rousseff*. Le Monde.fr., 16 mars 2015
- Bourguignon, F., 1989. Family size and social utility : Income distribution dominance criteria. *Journal of Econometrics* 42, 67–80.
- Boutaud, A., Gondran, N., 2010. *L’empreinte écologique*. La découverte, Paris.

- Bouvier, R., 2014. Distribution of income and toxic emissions in Maine, United States: Inequality in two dimensions. *Ecological Economics* 102, 39–47.
- Bowen, W., 2002. An analytical review of environmental justice research: what do we really know? *Environmental management* 29, 3–15.
- Boyce, J.K., 2007. 2007. “Inequality and environmental protection”. In: Baland, J.-M., Bardhan, P.K., Bowles, S. (Eds.), *Inequality, Collective Action, and Environmental Sustainability*. Princeton University Press, Russell Sage Foundation, Princeton, NJ, New York, pp. 314–348.
- Boyce, J.K., 1994. Inequality as a cause of environmental degradation. *Ecological Economics* 11, 169–178.
- Boyce, J.K., Zwickl, K., Ash, M., 2015. Three measures of environmental inequality. *PERI Working paper Series*, n° 378.
- Bressoux, P., 2010. *Modélisation statistique appliquée aux sciences sociales*. De Boeck Supérieur, Paris.
- Bressoux, P., 2007. L’apport des modèles multiniveaux à la recherche en éducation. *Éducation et didactique* 1, 73–88.
- Britto, A.L., 2010. La nouvelle loi sur la gestion des services d’eau et d’assainissement au Brésil : Les nouveaux enjeux pour les acteurs publics et pour les acteurs privés. *Revue Tiers Monde* 203, 23–39.
- Bullard, R.D., 2004. *Environmental Racism PCB Landfill finally Remedied but no reparations for residents*. Environmental Justice Resource Center.
- Bullard, R.D., 1990. *Dumping in dixie: race, class, and environmental quality*. Westview Press Boulder, CO.
- Bullard, R.D., 1983. Solid waste sites and the black Houston community. *Sociological Inquiry* 53, 273–288.
- Callicott, J.B., 1999. *Beyond the Land Ethic: more essays in Environmental Philosophy*. State University of New York Press, Albany, NY.
- Camagni, R., Capello, R., Nijkamp, P., 1998. Towards sustainable city policy: an economy-environment technology nexus. *Ecological Economics* 24, 103–118.

- Cameron, A.C., Trivedi, P.K., 2009. *Microeconometrics using Stata*. Stata Press, College Station, TX.
- Carson, R., 1962. *Silent spring*. Houghton Mifflin Harcourt, Boston, MA.
- Castilho, M., Menéndez, M., Sztulman, A., 2012. Trade Liberalization, Inequality, and Poverty in Brazilian States. *World Development* 40, 821–835.
- Castro, J.E., 2008. Neoliberal water and sanitation policies as a failed development strategy lessons from developing countries. *Progress in Development Studies* 8, 63–83.
- Caubet, C.G., Araújo, D., Theodomiro, J., 2004. Le transfert des eaux du fleuve São Francisco. *Écologie et politique* 29, 153–169.
- Chadwick, E., 1842. *Report on the sanitary condition of the labouring population of Great-Britain*. H.M. Stationery Office, London, UK.
- Chambwera, M., Heal, G., Dubeux, C., Hallegatte, S., Leclerc, L., Markandya, A., McCarl, B.A., Mechler, R., Neumann, J.E., 2014. “Economics of adaptation”. In: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge et New-York, NY.
- Charles, L., 2008. Une appréhension interculturelle des inégalités environnementales. *Écologie et politique* 47–60.
- Chaumel, M., La Branche, S., 2008. Inégalités écologiques : vers quelle définition ? *Espace populations sociétés* 2008/1, 101–110.
- Chauvel, L., 2013. « II. La dynamique de la stratification sociale ». In: Castel, R., Chauvel, L., Merllié, D., Neveu, E., Piketty, T. (Eds.), *Les mutations de la société française. Les grandes questions économiques et sociales II*. Éditions la découverte, Paris, pp. 33–55.
- Choumert, J., Combes Motel, P., Dakpo, H.K., 2013. Is the Environmental Kuznets Curve for deforestation a threatened theory? A meta-analysis of the literature. *Ecological Economics* 90, 19–28.

- Cirilo, J.A., 2008. Public water resources policy for the semi-arid region. *Estudos avançados* 22, 61–82.
- Clément, M., 2009. Amartya Sen's socio-economic analysis of famines: scope, limitations and extensions (In French). *Cahiers du GREThA* 2009-25.
- Clément, M., Douai, A., Gondard-Delcroix, C., 2012. Réflexions sur le concept de soutenabilité sociale dans le contexte des pays du Sud. *Mondes en développement* 156, 7–18.
- Clément, M., Meunié, A., 2010a. Is Inequality Harmful for the Environment? An Empirical Analysis Applied to Developing and Transition Countries. *Review of Social Economy* 68, 413–445.
- Clément, M., Meunié, A., 2010b. Inégalités, développement et qualité de l'environnement : mécanismes et application empirique. *Mondes en développement* n° 151, 67–82.
- Clevelario, J.J., Terezina Tudesco Macedo de Oliveira Valéria Grace Costa, P., Amendola, P., Rocha, R.M., Gonçalves da Costa, J.J., 2005. *Water statistics in Brazil: an overview*. International work session on water statistics, Vienna.
- Cohen, G.A., 2008. *Rescuing justice and equality*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Commission for Racial Justice - United Church of Christ (Ed.), 1987. *Toxic wastes and race in the United States: a national report on the racial and socioeconomic characteristics of communities with hazardous waste sites*. United Church of Christ, New York.
- COP 21, 2015. *Fonds vert et financements climats : Fiche de presse*. COP21, Paris.
- Cornut, P., Bauler, T., Zaccai, E., 2007. *Environnement et inégalités sociales*. Éditions de l'Université de Bruxelles, Bruxelles.
- Correia, M. de A., 1977. The process of industrialization in Recife, Brazil. *GeoJournal* 1, 25–28.
- Costanza, R., 1992. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press.
- Costanza, R., 1991. Ecological economics: a research agenda. *Structural Change and Economic Dynamics* 2, 335–357.

- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Cowell, F., 2011. *Measuring Inequality, 3rd edition*. Oxford University Press, Oxford.
- Crutzen, P.J., 2002. *Geology of mankind: The anthropocene*. *Nature* 415, 23.
- Daly, H.E., 1992. Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6, 185–193.
- Daly, H.E., 1994. Reply. *Ecological Economics* 10, 90–91.
- Daniels, N., 1985. *Just health care*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dantas, E.W.C., 2009. Les mutations du Nordeste du Brésil. *Hérodote* 131, 137–155.
- Dasgupta, P., 2008. Nature in Economics. *Environmental and Resource Economics* 39, 1–7.
- da Silva Filho, L.A., 2009. *SUDENE: 50 anos. Uma abordagem política, institucional e administrativa*. Instituto Nacional de Administração para o Desenvolvimento.
- Deboudt, P., 2010. *Inégalités écologiques, territoires littoraux & développement durable*. Presses Universitaires du Septentrion, Villeneuve d'Ascq.
- De Castro, I.E., 2007. *Décentralisation, démocratie et représentation législative locale au Brésil*. L'Espace Politique, Revue en ligne.
- De Castro, I.E., 1996. “Seca versus seca: novos interesses, novos territórios, novos discursos no Nordeste”. In: De Castro, I.E., da Costa Gomes, P.C., Corrêa, R.L. (Eds.), *Brasil: Questões Atuais Da Reorganização Do Território*. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.
- De Dominicis, L., Florax, R.J.G.M., De Groot, H.L.F., 2008. A Meta-Analysis on the Relationship Between Income Inequality and Economic Growth. *Scottish Journal of Political Economy* 55, 654–682.
- De Groot, R.S., 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.

- De La Croix, D., Doepke, M., 2003. Inequality and Growth: Why Differential Fertility Matters. *American Economic Review* 93, 1091–1113.
- Deldrève, V., 2011. Préservation de l'environnement littoral et inégalités écologiques. *Espaces et sociétés* 144-145, 173–187.
- Deldrève, V., Candau, J., 2014. Produire des inégalités environnementales justes ? *Sociologie* 5, 255–269.
- Deldrève, V., Hérat, A., 2012. Des inégalités garantes de la protection des Calanques ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Descola, P., 2005. *Par-delà nature et culture*. Gallimard, Paris.
- Diamond, J., 1997. *Guns, Germs, and Steel: The Fates of Human Societies*. W. W. Norton & Co, New York, NY.
- Dinda, S., 2004. Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. *Ecological Economics* 49, 431–455.
- Dobson, A., 1998. *Justice and the environment: Conceptions of environmental sustainability and theories of distributive justice*. Oxford University Press, New-York, NY.
- Dobson, A., 1996. Environment sustainabilities: An analysis and a typology. *Environmental Politics* 5, 401–428.
- Dosi, G., Fagiolo, G., Napoletano, M., Roventini, A., 2013. Income distribution, credit and fiscal policies in an agent-based Keynesian model. *Journal of Economic Dynamics and Control* 37, 1598–1625.
- Douai, A., Vivien, F.-D., 2009. Economie écologique et économie hétérodoxe : pour une socio-économie politique de l'environnement et du développement durable. *Économie Appliquée* 62, 123–158.
- Droulers, M., Broggio, C., 2013. *Le Brésil. Que sais-je ?* Presses universitaires de France, Paris.
- Druckman, A., Jackson, T., 2008. Measuring resource inequalities: The concepts and methodology for an area-based Gini coefficient. *Ecological Economics* 65, 242–252.
- Duclos, J.-Y., 2002. *Poverty and equity: theory and estimation*. Département d'économie and CRÉFA, Université Laval, Québec.
- Dupuy, J.-P., 2008. *La marque du sacré*. Éditions Carnets Nord, Paris.

- Dupuy, J.-P., Mongin, O., Padis, M.-O., Lempereur, N., 2007. D'Ivan Illich aux nanotechnologies. Prévenir la catastrophe ? *Esprit* Février, 29–46.
- Durand, M., Jaglin, S., 2013. Inégalités environnementales et écologiques: quelles applications dans les territoires et les services urbains? *Flux* 4–14.
- Duro, J.A., Alcántara, V., Padilla, E., 2010. International inequality in energy intensity levels and the role of production composition and energy efficiency: An analysis of OECD countries. *Ecological Economics* 69, 2468–2474.
- Duro, J.A., Padilla, E., 2006. International inequalities in per capita CO2 emissions: A decomposition methodology by Kaya factors. *Energy Economics* 28, 170–187.
- Duro, J.A., Teixidó-Figueras, J., 2013. Ecological footprint inequality across countries: The role of environment intensity, income and interaction effects. *Ecological Economics* 93, 34–41.
- Duru-Bellat, M., 2014. *Pour une planète équitable : L'urgence d'une justice globale*. Editions du Seuil, Paris.
- Dworkin, R., 1981. What is Equality? Part 2: Equality of Resources. *Philosophy & Public Affairs* 10, 283–345.
- Dynan, K.E., Skinner, J., Zeldes, S.P., 2004. Do the Rich Save More? *Journal of Political Economy* 112, 397–444.
- Eichengreen, B., Mody, A., Nedeljkovic, M., Sarno, L., 2012. How the Subprime Crisis went global: Evidence from bank credit default swap spreads. *Journal of International Money and Finance* 31, 1299–1318.
- EJOLT, 2014. *Environmental Justice Atlas*. Consulté en ligne en décembre 2014 : <http://ejatlas.org/>.
- Ekins, P., 1999. European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. *Ecological Economics* 31, 39–62.
- Ekins, P., Pollitt, H., Barton, J., Blobel, D., 2011. The implications for households of environmental tax reform (ETR) in Europe. *Ecological Economics* 70, 2472–2485.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19, 589–606.

- Emelianoff, C., 2008. La problématique des inégalités écologiques, un nouveau paysage conceptuel. *Écologie et politique* 19–31.
- Engelbrecht, H.-J., 2009. Natural capital, subjective well-being, and the new welfare economics of sustainability: Some evidence from cross-country regressions. *Ecological Economics* 69, 380–388.
- Environmental Agency, 2007. *Addressing environmental inequalities: cumulative environmental impacts*. Science Report SC020061/RS4. Bristol.
- Ewing, B., Moore, D., Goldfinger, S., Oursler, A., Reed, A., Wackernagel, M., 2010. *Ecological Footprint Atlas*. Global Footprint Network, Oakland.
- Faber, M., 2008. How to be an ecological economist. *Ecological Economics* 66, 1–7.
- Faber, M., Petersen, T., Schiller, J., 2002. Homo oeconomicus and homo politicus in Ecological Economics. *Ecological Economics* 40, 323–333.
- Fairburn, J., Walker, G., Smith, G., 2005. *Investigating environmental justice in Scotland: links between measures of environmental quality and social deprivation*. Final report. Project UE4(03)01, Edinburgh.
- Faraia, R.C. de, Moreira, T.B.S., Souza, G.S., 2005. Public versus private water utilities: empirical evidence for brazilian companies. *Economics Bulletin* 8, 1–7.
- Fauré, Y.-A., 2015. Bonheur privé, carences publiques. Retour sur la fronde sociale de mars-juin 2013 au Brésil. *Problèmes d'Amérique Latine* 93, 55–74.
- Fecht, D., Fischer, P., Fortunato, L., Hoek, G., de Hoogh, K., Marra, M., Kruize, H., Vienneau, D., Beelen, R., Hansell, A., 2015. Associations between air pollution and socioeconomic characteristics, ethnicity and age profile of neighbourhoods in England and the Netherlands. *Environmental Pollution* 198, 201–210.
- Feinberg, J., 1986. Wrongful Life and the Counterfactual Element in Harming. *Social Philosophy and Policy* 4, 145–178.
- Féres, J., Reynaud, A., Thomas, A., 2012. Water reuse in Brazilian manufacturing firms. *Applied Economics* 44, 1417–1427.
- Ferrari, S., Mery, J., 2008. Équité intergénérationnelle et préoccupations environnementales. Réflexions autour de l'actualisation. *Management & Avenir* 20, 240–257.

- Figuière, C., 2006. Sud, développement et développement durable : l'apport de l'économie politique. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Fleurbaey, M., 1996. *Théories économiques de la justice*. Economica, Paris.
- Flipo, F., 2009. Les inégalités écologiques et sociales : l'apport des théories de la justice. *Mouvements* 4, 59–76.
- FMI, 2015. *World Economic Outlook*. FMI, Washington, DC.
- FMI, 2013. *World Economic Outlook*. FMI, Washington, DC.
- Foster, J.E., Sen, A.K., 1997. "On Economic Inequality. After a Quarter Century. Annex to the enlarged edition of On Economic Inequality". In: Sen, A.K. (Ed.), *On Economic Inequality*. Oxford University Press, Oxford.
- Franzen, A., Vogl, D., 2013a. Acquiescence and the Willingness to Pay for Environmental Protection: A Comparison of the ISSP, WVS, and EVS. *Social Science Quarterly* 94, 637–659.
- Franzen, A., Vogl, D., 2013b. Two decades of measuring environmental attitudes: A comparative analysis of 33 countries. *Global Environmental Change* 23, 1001–1008.
- Funtowicz, S., Ravetz, J., 2003. "Post-normal science". In: International Society for Ecological Economics (ed.), *Online Encyclopedia of Ecological Economics*, at <http://www.ecoeco.org/publica/encyc.htm>.
- Galor, O., 2009. *Inequality and Economic Development: The Modern Perspective*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Gamboa, L.F., Waltenberg, F.D., 2012. Inequality of opportunity for educational achievement in Latin America: Evidence from PISA 2006–2009. *Economics of Education Review* 31, 694–708.
- Gaulard, M., 2012. La lutte contre les inégalités au Brésil : une analyse critique de l'action du gouvernement de Lula. *Mondes en développement* 156, 111–128.
- Georgescu-Roegen, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Gharbi, J.-S., Sambuc, C., 2012. Self-ownership and social justice among libertarians. *Cahiers d'économie politique / Papers in Political Economy*, 187–222.

- Gibson, H.D., Palivos, T., Tavlas, G.S., 2014. The Crisis in the Euro Area: An Analytic Overview. *Journal of Macroeconomics* 39, Part B, 233–239.
- Giudici, P., Raffinetti, E., 2011. A Gini concentration quality measure for ordinal variables. *Serie Statistica* 1, 2011.
- Global Footprint Network, 2015. *Footprint for nations*. Global Footprint Network, Oakland, CA.
- Glotzbach, S., Baumgärtner, S., 2012. The relationship between intragenerational and intergenerational ecological justice. *Environmental Values* 21, 331–355.
- Goeminne, G., Vanhove, W., Maes, F., Lambrecht, J., 2009. *The Concept of Ecological Debt: Its Meaning and Applicability in International Policy*. Academia Press, Gent.
- Gonçalves, R.S., 2010. *Les favelas de Rio de Janeiro : Histoire et droit, XIXe-XXe siècles*. Éditions L’Harmattan, Paris.
- Gonçalves, R.S., 2006. La politique, le droit et les favelas de Rio de Janeiro. *Journal des anthropologues*, 37–63.
- Gosepath, S., 2011. “Equality”. In: Zalta, E.N. (Ed.), *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*. Stanford University, Stanford, CA.
- Gosseries, A., 2014. Nations, Generations and Climate Justice. *Global Policy* 5, 96–102.
- Gosseries, A., 2011. Qu’est-ce que le suffisantisme ? *Philosophiques* 38, 465.
- Gosseries, A., 2009. La question générationnelle et l’héritage rawlsien. *Raisons politiques* 34, 31.
- Gosseries, A., 2004. *Penser la justice entre les générations: De l’affaire Perruche à la réforme des retraites*. Aubier/Flammarion, Paris.
- Gowdy, J., Erickson, J.D., 2005. The approach of ecological economics. *Cambridge Journal of Economics* 29, 207–222.
- Gravel, N., Moyes, P., Tarrow, B., 2009. Robust International Comparisons of Distributions of Disposable Income and Regional Public Goods. *Economica* 76, 432–461.
- Greene, W.H., 2003. *Econometric analysis : fifth edition*. Pearson Education, Upper Saddle River, NJ.

- Grossman, G.M., Krueger, A.B., 1995. Economic growth and the environment. *The quarterly journal of economics* 110, 353–377.
- Gross, R., Schell, B., Molina, M.C.B., Leão, M.A.C., Strack, U., 1989. The impact of improvement of water supply and sanitation facilities on diarrhea and intestinal parasites: a Brazilian experience with children in two low-income urban communities. *Revista de Saúde Pública* 23, 214–220.
- Gujarati, D.N., 2004. *Économétrie*. De Boeck Supérieur, Paris.
- Hamilton, J.T., 1995. Testing for Environmental Racism: Prejudice, Profits, Political Power? *Journal of Policy Analysis and Management* 14, 107–132.
- Harsanyi, J., 1955. Cardinal Welfare, Individualistic Ethics, and Interpersonal Comparisons of Utility. *Journal of Political Economy* 63, 309–421.
- Hausman, D.M., Waldren, M.S., 2011. Egalitarianism Reconsidered. *Journal of Moral Philosophy* 8, 567–586.
- Heerink, N., Mulatu, A., Bulte, E., 2001. Income inequality and the environment: aggregation bias in environmental Kuznets curves. *Ecological Economics* 38, 359–367.
- Heil, M.T., Wodon, Q.T., 2000. Future Inequality in CO2 Emissions and the Impact of Abatement Proposals. *Environmental and Resource Economics* 17, 163–181.
- Heller, L., 2009. “Water and sanitation policies in Brazil: historical inequalities and institutional change”. In: Castro, J.E., Heller, L. (Eds.), *Water and Sanitation Services: Public Policy and Management*. Earthscan, London.
- Heller, L., 2006. Access to water supply and sanitation in Brazil: Historical and current reflections; Future Perspectives. *Human Development Report*, Occasional paper.
- Heller, L., 1999. Who really benefits from environmental sanitation services in the cities? An intra-urban analysis in Betim, Brazil. *Environment and Urbanization* 11, 133–144.
- Heyes, A.G., Liston-Heyes, C., 1995. Sustainable resource use: the search for meaning. *Energy Policy* 23, 1–3.
- Hirata, R., Conicelli, B.P., 2012. Groundwater resources in Brazil: a review of possible impacts caused by climate change. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 84, 297–312.

- Hoepner, A.G.F., Kant, B., Scholtens, B., Yu, P.-S., 2012. Environmental and ecological economics in the 21st century: An age adjusted citation analysis of the influential articles, journals, authors and institutions. *Ecological Economics* 77, 193–206.
- Hudeman-Simon, C., 1999. *La conquête de la santé en Europe : 1750 - 1900*. Belin - De Boeck, Paris.
- Hugueney Irigaray, C.T., 2011. A transição para uma economia verde no direito brasileiro: perspectivas e desafios. *Revista Política Ambiental* 8.
- Hume, D., 1740. *Traité de la nature humaine. Livre 3, La morale*. Traduction de 2011. Flammarion, Paris.
- IBGE, 2013. *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (1992-2013)*. IBGE, Rio de Janeiro.
- IBGE, 2010. *Censo Demográfico*. IBGE, Rio de Janeiro.
- IBGE, 2009. *Pesquisa de Orçamentos Familiares - 2008/2009*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Illge, L., Schwarze, R., 2009. A matter of opinion—How ecological and neoclassical environmental economists and think about sustainability and economics. *Ecological Economics* 68, 594–604.
- INPE, 2014. *INPE divulga resultado final do PRODES 2013*. Consulté en ligne le 20/04/2015 : http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=3701. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo.
- IPCC, 2013. *Fifth assessment report: Climate Change 2012. Working group I report “The physical science basis”. Summary for policy makers*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPEA, 2010. *Dimensão, evolução e projeção da pobreza por região e por estado no Brasil*. IPEA, Rio de Janeiro.
- Jacobson, A., Milman, A.D., Kammen, D.M., 2005. Letting the (energy) Gini out of the bottle: Lorenz curves of cumulative electricity consumption and Gini coefficients as metrics of energy distribution and equity. *Energy Policy* 33, 1825–1832.
- Johnstone, N., Thompson, J., Katui-Katua, M., Mujwajuzi, M., Tumwine, J., Wood, E., Porras, I., 2002. *Environmental and ethical dimensions of the provision of a basic need*:

- water and sanitation services in East Africa, in: Economics, Ethics, and Environmental Policy: Contested Choices.* Blackwell publishing, Malden, MA.
- Jonas, H., 1990. *Le principe responsabilité: une éthique pour la civilisation technologique.* Éditions du Cerf, Paris.
- Jorland, G., 2010. *Une société à soigner. Hygiène et salubrité publiques en France au XIXe siècle.* Collection Bibliothèque des Histoires. Gallimard, Paris.
- Justino, P., 2012. Multidimensional welfare distributions: empirical application to household panel data from Vietnam. *Applied Economics* 44, 3391–3405.
- Kakwani, N.C., 1977. Applications of Lorenz Curves in Economic Analysis. *Econometrica* 45, 719–727.
- Kandil, F., 2010. Idéale ou comparative : quelle approche pour la justice sociale ? *Revue économique* 61, 213–236.
- Keynes, J.M., 1936. *The general theory of employment, interest and money.* MacMillan and Co., London.
- Kézdi, G., 2004. Robust standard error estimation in fixed-effects panel models. *Hungarian Statistical Review* 9, 95–116.
- Kim, H., Borges, M.C., Chon, J., 2006. Impacts of environmental values on tourism motivation: The case of FICA, Brazil. *Tourism Management* 27, 957–967.
- Kirigia, J.M., Kainyu, L., 2000. Predictors of toilet ownership in South Africa. *East African Medical Journal* 77.
- Kolm, S.C., 2006. “Economic inequality”. In: Clark, D.S. (Ed.), *Encyclopedia of Law and Society.* Sage Publications Inc., Thousand Oaks, CA, pp. 738–742.
- Kolm, S.-C., 2004. *Macrojustice: The Political Economy of Fairness.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Kolm, S.C., 2002. On health and justice. *Equality exchange network discussion paper.*
- Korn, E.L., Graubard, B.I., 1990. Simultaneous Testing of Regression Coefficients with Complex Survey Data: Use of Bonferroni t Statistics. *The American Statistician* 44, 270–276.
- Kuhn, T.S., 1970. *The structure of scientific revolutions.* The University of Chicago Press, Chicago / London.

- Kuznets, S., 1955. Economic Growth and Income Inequality. *The American Economic Review* 45, 1–28.
- Laigle, L., Oehler, V., 2004. *Les enjeux sociaux et environnementaux du développement urbain : la question des inégalités écologiques (Final report)*. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Paris.
- Laigle, L., Tual, M., 2007. Conceptions des inégalités écologiques dans cinq pays européens : quelle place dans les politiques de développement urbain durable ? *Développement durable et territoires, Revue en ligne*.
- Landivar, D., Ramillien, E., 2013. L'économie politique des humains et non humains : nouvelles constitutions politiques en Amérique Latine et reconfigurations ontologiques. *Conférence de l'AFEP*.
- Larrère, C., 2015a. « Justice environnementale ». In: Bourg, D., Papaux, A. (Eds.), *Dictionnaire de La Pensée écologique*. PUF, Paris, pp. 583-586.
- Larrère, C., 2015b. Justice et environnement : regards croisés entre la philosophie et l'économie. *Revue de Philosophie Économique* 16, 3–12.
- Larrère, C., 1997. *Les philosophies de l'environnement*. Presses universitaires de France, Paris.
- Larrère, C., Larrère, R., 1997. *Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement*. Aubier, Paris.
- Latour, B., Le Bourhis, J.-P., 1995. "Donnez moi de la bonne politique et je vous donnerai de la bonne eau..." *Rapport provisoire sur la mise en place des CLE pour le compte de la direction de l'eau du Ministère de l'Environnement*. Centre de sociologie de l'innovation, Ecole nationale supérieure des mines, Paris.
- Laurent, É., 2015. Social-Ecology: exploring the missing link in sustainable development. *OFCE Working Paper n°7*.
- Laurent, É., 2011. Issues in environmental justice within the European Union. *Ecological Economics* 70, 1846–1853.
- Laurian, L., 2008. Environmental injustice in France. *Journal of Environmental Planning and Management* 51, 55.

- Lavaine, E., 2010. Atmospheric Pollution, Environmental Justice and Mortality Rate: a Spatial Approach. *Documents de Travail du Centre d'Économie de la Sorbonne* n° 72.
- Lawn, P., 2007. *Frontiers issues in ecological economics*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Lee, C., 2011. Privatization, water access and affordability: Evidence from Malaysian household expenditure data. *Economic Modelling* 28, 2121–2128.
- Le Jallé, E., 2008. Théorie de la justice et idéologie: Hume et Rawls. *Methodos* 8, Revue en ligne.
- Leopold, A., 1966. *A sand county almanac: with other essays on conservation from round river*. Oxford University Press, Oxford.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2005. How Many Species Are There in Brazil? *Conservation Biology* 19, 619–624.
- Lustosa, M.C.J., Fauré, Y.-A., 2013. Changements institutionnels et politiques publiques au Brésil. Aux sources de la réduction des inégalités sociales, de la pauvreté et des disparités régionales. *Cahiers du GREThA* 2013-25.
- Maas, C.J.M., Hox, J.J., 2005. Sufficient sample sizes for multilevel modeling. *Methodology: European Journal of Research Methods for the Behavioral and Social Sciences* 1, 86–92.
- Malghan, D., 2010. On the relationship between scale, allocation, and distribution. *Ecological Economics* 69, 2261–2270.
- Malik, K., 2014. *Human Development Report 2014. Sustaining human progress: reducing vulnerabilities and building resilience*. United Nations Development Program, New York, NY.
- Martinez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Martinez-Alier, J., 1995. The environment as a luxury good or “too poor to be green”? *Ecological Economics* 13, 1–10.
- Martinez-Alier, J., 1994. “Distributional conflicts and international environmental policy on carbon dioxide emissions and agricultural biodiversity”. In: Van den Bergh, J.C.J.M., van der Straaten, J. (Eds.), *Toward Sustainable Development: Concepts, Methods, and Policy*. Island Press, Washington, DC / Covelo, CA.

- Martinez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J., 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological economics* 26, 277–286.
- Mason, A., 2001. Egalitarianism and the Levelling Down Objection. *Analysis* 61, 246–254.
- McCauill, J., 1976. Discriminatory air pollution. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 18, 26–31.
- McGurty, E., 2009. *Transforming Environmentalism: Warren County, PCBs, and the Origins of Environmental Justice*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ.
- McGurty, E., 1997. From NIMBY to Civil Rights: The Origins of the Environmental Justice Movement. *Environmental History* 2, 301–323.
- McKee, M., Balabanova, D., Akingbade, K., Pomerleau, J., Stickley, A., Rose, R., Haerper, C., 2006. Access to water in the countries of the former Soviet Union. *Public Health* 120, 364–372.
- McLeay, M., Radia, A., Thomas, R., 2014. Money creation in the modern economy. *Bank of England Quarterly Bulletin* 54, 14–27.
- Melo, J.C., 2005. *The experience of condominial water and sewerage systems in Brazil : case studies from Brasilia, Salvador and Parauebas*. The World Bank, Washington, DC.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: General Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mill, J.S., 1848. *Principles of political economy with some of their applications*. Longman, Green and Co, London.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011. *Gestion de l'eau potable et des eaux usées*. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris.
- Ministério da Integração Nacional, Câmara dos deputados, 2007. *Nova delimitação do semi-árido brasileiro*. Ministério da Integração Nacional / Câmara dos deputados, Brasília, DF.
- Ministério das Cidades, 2013. *Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB*. Ministério das Cidades, Brasília.

- Ministério do meio ambiente - Secretaria de recursos hídricos, 2005. *Relatório final do grupo de trabalho interministerial para redelimitação do semi-árido Nordeste e do polígono das secas*. Ministério do meio ambiente - Secretaria de recursos hídricos, Brasília, DF.
- Mitchell, G., Walker, G., 2003. *Environmental quality and social deprivation Phase 1: a review of research and analytical methods*. Environmental Agency.
- Moss, J., 2015. How to Value Equality. *Philosophy Compass* 10, 187–196.
- Moyes, P., 2009. Mesurer les inégalités économiques. *Cahiers du GREThA* 2009-6.
- Mussard, S., Terraza, M., 2009. Décompositions des mesures d'inégalité: le cas des coefficients de Gini et d'entropie. *Recherches économiques de Louvain* 75, 151-181.
- Mussini, M., Grossi, L., 2015. Decomposing changes in CO2 emission inequality over time: The roles of re-ranking and changes in per capita CO2 emission disparities. *Energy Economics* 49, 274–281.
- Najar, A.L., Fiszon, J.T., 1989. "Política pública e o modelo de saneamento no Brasil". In: Costa, N.R., Minayo, C., Ramos, C.L. (Eds.), *Demandas Populares, Políticas Públicas E Saúde*. Petropolis: Vozes, pp. 141–160.
- Nance, E., Ortolano, L., 2007. Community Participation in Urban Sanitation Experiences in Northeastern Brazil. *Journal of Planning Education and Research* 26, 284–300.
- Neumayer, E., 2003. *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Nogueira, D., 2010. Femmes et eau dans le Sertão. Le programme « Un million de citernes ». *Cahiers des Amériques latines* 2010/1-2, 63–79.
- Nozick, R., 2013. *Anarchy, State, and Utopia*. Basis Books, New-York, NY.
- Nussbaum, M.C., 2001. *Women and human development: the capabilities approach*. Cambridge University Press, Cambridge.
- OCDE, 2012a. *Brésil - Résumé des projections économiques*. Éditions OECD, Paris.
- OCDE, 2012b. *Toujours plus d'inégalité*. Éditions OECD, Paris.
- OCDE, 2011a. *Étude économique du Brésil*. Éditions OECD, Paris.
- OCDE, 2011b. *La croissance de l'emploi formel se poursuit*. Éditions OECD, Paris.

- OCDE, 1999. *Seminar Social and Environmental Interface: Proceedings (ENV/EPOC/GEP(99)13)*. OECD, Paris
- OECD, 2014. *Rising inequality: youth and poor fall further behind*. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2011. *Divided We Stand Why Inequality Keeps Rising: Why Inequality Keeps Rising*. OECD Publishing, Paris.
- Ogier, T., 2015. *Brésil : l'austérité divise la majorité gouvernementale*. Les échos, Paris, 26 mai 2015.
- Olsson, L., Opondo, M., Tschakert, P., Agrawal, A., Eriksen, S.H., Ma, S., Perch, L.N., Zakieldeen, S.A., 2014. "Livelihoods and poverty". In: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., E.S. Kissel, Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, pp. 793–832.
- O'Neill, M., 2008. What Should Egalitarians Believe? *Philosophy & Public Affairs* 36, 119–156.
- ONF, 2007. *Les forêts du monde*. Office National des Forêts, Paris.
- Ostry, J.D., Berg, A., Tsangarides, C.G., 2014. *Redistribution, inequality and growth (No. SDN/14/02), IMF staff discussion note*. IMF, Washington.
- Paes de Barros, R., de Carvalho, M., Franco, S., Mendonça, R., 2007. A queda recente da desigualdade de renda no brasil. *Texto para discussão - IPEA n° 1258*.
- Parfit, D., 1997. Equality and Priority. *Ratio* 10, 202–221.
- Parfit, D., 1991. "Equality or priority. The Lindley Lecture, University of Kansas (Department of philosophy)". In: Clayton, M. et Williams, A. 2000. *The ideal of equality*. St Martin's Press, New York, NY, pp. 81-125.
- Pascual, U., Muradian, R., Rodríguez, L.C., Duraiappah, A., 2010. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics* 69, 1237–1244.

- Passet, R., 2006. « Les thermodynamiques du développement ». In: Berr, É., Harribey, J.-M., *Le Développement En Question(s)*. Presses Universitaires de Bordeaux, Bordeaux, pp. 209–218.
- Pearce, D., 2006. “Framework for assessing the distribution of environmental quality”. In: Serret, Y., Jonhstone, N. (Eds.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*. OECD and Edwar Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, MA.
- Pearce, J., Kingham, S., 2008. Environmental inequalities in New Zealand: A national study of air pollution and environmental justice. *Geoforum* 39, 980–993.
- Pereira, L.F.M., 2007. *As territorialidades que emergem na gestão das águas: um caminho para a agenda 21*. Thèse de doctorat (géographie), Universidade Federal Fluminense.
- Pereira, L.F.M., Barreto, S., 2009. Recovery with social participation – the experience of Lagos São João consortium, RJ, Brazil. *IOP Conference Series: Earth Environmental Science* 6.
- Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., Common, M., 2003. *Natural resource and environmental economics - Third edition*. Pearson Education, Harlow.
- Piketty, T., 2013. *Le Capital au XXIe siècle*. Éditions du Seuil, Paris.
- Pindyck, R.S., Rubinfeld, D.L., 2009. *Microéconomie - 6ième édition*. Pearson education, Harlow.
- Pochmann, M., 2010. Social structure in Brazil: recent changes. *Serviço Social and Sociedade* 104, 637–649.
- Porto, M., Kelman, J., 2000. Water resources policy in brazil. *Rivers* 7, 250–257.
- Prakash, A., Gupta, A.K., 1994. Are efficiency, equity, and scale independent? *Ecological Economics* 10, 89–90.
- Pulido, L., 2000. Rethinking environmental racism: White privilege and urban development in Southern California. *Annals of the Association of American Geographers* 90, 12–40.
- Pye, S., King, K., Sturman, J., 2006. *Air quality and social deprivation in the UK: an environmental inequalities analysis*. Department of environmental food and rural affairs.

- Pye, S., Skinner, I., Meyer-Ohlendorf, N., Lucas, K., Salmons, R., 2008a. *Addressing the social dimensions of environmental policy: A study on the linkages between environmental and social sustainability in Europe*. European commission.
- Pye, S., Skinner, I., Meyer-Ohlendorf, N., Lucas, K., Salmons, R., 2008b. *Addressing the social dimensions of environmental policy: A policy briefing*. European commission.
- Rabe-Hesketh, S., Skrondal, A., 2012. *Multilevel and Longitudinal Modeling Using Stata, 3rd Edition*. Stata Press, College Station, TX.
- Rahut, D.B., Behera, B., Ali, A., 2015. Household access to water and choice of treatment methods: Empirical evidence from Bhutan. *Water Resources and Rural Development* 5, 1–16.
- Rawls, J., 2009. *Théorie de la justice*. Traduction par Catherine Audard. Édition originale : 1971. Points, Paris.
- Rawls, J., 1999. *The law of peoples: with, the idea of public reason revisited*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Rawls, J., 1971. *A theory of justice*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Ricardo, D., 1821. *On the principles of political economy, and taxation*. John Murray, London.
- Robbins, L., 1932. *An essay on the nature and significance of economic science*. MacMillan and Co Ltd, Londres.
- Roberts, B., Stickley, A., Gasparishvili, A., Haerpfer, C., McKee, M., 2012. Changes in household access to water in countries of the former Soviet Union. *Journal of Public Health* 34, 352–359.
- Roemer, J.E., 2002. Equality of opportunity: A progress report. *Social Choice and Welfare* 19, 455–471.
- Rogers, P., Silva, R. de, Bhatia, R., 2002. Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy* 4, 1–17.
- Røpke, I., 2005. Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics* 55, 262–290.
- Røpke, I., 2004. The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics* 50, 293–314.

- Rosas-Flores, J.A., Morillón Gálvez, D., Fernández Zayas, J.L., 2010. Inequality in the distribution of expense allocated to the main energy fuels for Mexican households: 1968–2006. *Energy Economics* 32, 960–966.
- Rouaix, A., Figuières, C., Willinger, M., 2015. The trade-off between welfare and equality in a public good experiment. *Social choice and welfare* 1–23.
- Rubalcava, L., Teruel, G., Thomas, D., 2009. Investments, time preferences, and public transfers paid to women. *Economic Development and Cultural Change* 57, 507–538.
- Ruitenbeek, H.J., 1996. Distribution of ecological entitlements: Implications for economic security and population movement. *Ecological Economics* 17, 49–64.
- Sachs, I., 1978. Ecodéveloppement : une approche de planification. *Économie Rurale* 124, 16–22.
- Schady, N., Rosero, J., 2008. Are cash transfers made to women spent like other sources of income? *Economics Letters* 101, 246–248.
- Schlosberg, D., 2007. *Defining Environmental Justice: Theories, Movements, and Nature*. Oxford University Press, Oxford.
- Scottish Executive, 2002. *First Minister's speech on environmental justice*. Scottish Executive, Edinburgh.
- Scottish executive environment group, 2005. *Review of progress on environmental justice*. Scottish executive environment group, Edinburgh.
- Scruggs, L.A., 1998. Political and economic inequality and the environment. *Ecological Economics* 26, 259–275.
- Scruggs, L., Benegal, S., 2012. Declining public concern about climate change: Can we blame the great recession? *Global Environmental Change* 22, 505–515.
- Sébastien, L., Brodhag, C., 2004. A la recherche de la dimension sociale du développement durable. *Développement durable et territoires*, Dossier 3, Décembre 2004, Revue en ligne
- Sen, A., 2012. *L'idée de justice*. Traduction par Paul Chemla (avec la collaboration d'Eloi Laurent). Édition originale : 2009. Flammarion, Paris.
- Sen, A., 2009. *The Idea of Justice*. Harvard University Press, Cambridge, MA.

- Sen, A., 2006. What do we want from a theory of justice? *The Journal of Philosophy* 103, 215–238.
- Sen, A., 2000. *Repenser l'inégalité*. Édition originale : 1992. Éditions du Seuil, Paris.
- Sen, A., 1992. *Inequality Reexamined*. Oxford University Press / Harvard University Press, Oxford / Cambridge, MA.
- Sen, A., 1981. *Poverty and famines: an essay on entitlement and deprivation*. Oxford University Press, Oxford.
- Sen, A., 1980. Equality of What? *The Tanner Lecture on Human Values* I, 197–220.
- Seroa da Motta, R., Moreira, A., 2006. Efficiency and regulation in the sanitation sector in Brazil. *Utilities Policy* 14, 185–195.
- Serret, Y., Johnstone, N., 2006. *The distributional effects of environmental policy*. OECD and Edward Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, MA.
- Singer, P., 2011. *Practical ethics*. Cambridge university press.
- Singer, P., 2002. *Animal Liberation*. HarperCollins.
- Snijders, T.A.B., 2005. “Power and Sample Size in Multilevel Linear Models”. In: Everitt, B., Howell, D. (Eds.), *Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science, Volume 3*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, pp. 1570–1573.
- Snijders, T.A.B., Bosker, R.J., 2011. *Multilevel Analysis: An introduction to basic and advanced Multilevel Modeling*. 2nd Edition. Sage publications, London.
- Snijders, T.A.B., Bosker, R.J., 1999. *Multilevel Analysis: An introduction to basic and advanced Multilevel Modeling*. 1st Edition. Sage publications, London.
- SNIS, 2010. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2010*. Ministério das Cidades, Brasília.
- Soares, R.R., 2007. Health and the evolution of welfare across Brazilian municipalities. *Journal of Development Economics* 84, 590–608.
- Spash, C.L., 2013. Influencing the perception of what and who is important in ecological economics. *Ecological Economics* 89, 204–209.
- Spash, C.L., 2012. New foundations for ecological economics. *Ecological Economics* 77, 36–47.

- Stark, O., Jakubek, M., Kobus, M., 2015. A bitter choice turned sweet: How acknowledging individuals' concern at having a low relative income serves to align utilitarianism and egalitarianism. *Journal of Evolutionary Economics* 25, 541–557.
- Stata Corp, 2013. *Stata survey data reference manual*. Stata Press, College Station, TX.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011. *The Anthropocene: conceptual and historical perspectives*. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*: 369, 842–867.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855.
- Stern, D.I., 2004. The rise and fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development* 32, 1419–1439.
- Stewen, M., 1998. The interdependence of allocation, distribution, scale and stability. *Ecological Economics* 27, 119–130.
- Sun, T., Zhang, H., Wang, Y., Meng, X., Wang, C., 2010. The application of environmental Gini coefficient (EGC) in allocating wastewater discharge permit: The case study of watershed total mass control in Tianjin, China. *Resources, Conservation and Recycling* 54, 601–608.
- Telles, E.E., 2004. *Race in Another America: The Significance of Skin Color in Brazil*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Theil, H., 1967. *Economics and information theory*. North-Holland, Amsterdam.
- Théry, H., 2012. *Le Brésil*. Armand Colin, Paris.
- Theys, J., 2007. « Pourquoi les préoccupations sociales et environnementales s'ignorent-elles mutuellement ? Un essai d'interprétation à partir du thème des inégalités écologiques ». In: Cornut, P., Bauler, T., Zaccai, E. (Eds.), *Environnement et Inégalités Sociales*. Éditions de l'Université de Bruxelles, Bruxelles, pp. 23-35.
- Theys, J., 2005. *Les inégalités écologiques, dimension oubliée de l'action publique : entre raisons politiques et explications épistémologiques*. Collection Inégalités sociales et environnementales, Institut d'Urbanisme de Paris, Paris.

- Theys, J., 1993. *L'environnement : à la recherche d'une définition*. Notes de méthode de l'IFEN, Paris.
- Tobin, J., 1970. On limiting the domain of inequality. *Journal of Law and Economics* 13, 263–277.
- Torras, M., Boyce, J.K., 1998. Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 25, 147–160.
- Trannoy, A., 1999. Egalitarisme de la dominance et utilitarisme. *Revue Économique* 50, 733–755.
- Tyler, T.R., Boeckmann, R.J., Smith, H.J., Huo, Y.J., 1997. *Social justice in a diverse society*. Westview Press, Boulder, CO.
- US EPA, 2004. *Evaluation Report: EPA needs to consistently implement the intent of the Executive Order on Environmental Justice*. Report No. 2004-P-00007. US EPA, Washington, DC.
- Van den Bergh, J.C.J.M., 2010. Externality or sustainability economics? *Ecological Economics* 69, 2047–2052.
- Vatn, A., Bromley, D.W., 1994. Choices without Prices without Apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26, 129–148.
- Vernadsky, V., 1926. *The Biosphere* (in Russian). Nauchno-techn. Izd., Leningrad.
- Vidal, D., 2015. *La réélection de Dilma Rousseff: le Brésil en trompe-l'œil*. *Problèmes d'Amérique Latine* 93, 7-10.
- Viel, J.-F., Hägi, M., Upegui, E., Laurian, L., 2011. Environmental justice in a French industrial region: Are polluting industrial facilities equally distributed? *Health & Place* 17, 257–262.
- Villermé, L.R., 1828. Mémoire sur la mortalité en France dans la classe aisée et dans la classe indigente. *Mémoire de l'Académie Royale de Médecine* 51–98.
- Villermé, L.R., 1826. *Rapport sur une série de tableaux relatifs au mouvement de la population dans les douze arrondissements municipaux de la ville de Paris, pendant les cinq années 1817, 1818, 1819, 1820, 1821*. Archives générales de médecine, Paris.
- Vivien, F.-D., 2005. *Le développement soutenable*. Éditions la découverte, Paris.

- Wagstaff, A., Paci, P., Van Doorslaer, E., 1991. On the measurement of inequalities in health. *Social Science & Medicine* 33, 545–557.
- Walker, G., Faiburn, J., Smith, G., Mitchell, G., 2003. *Environmental quality and social deprivation Phase II: National analysis of flood hazard, IPC industries and air quality*. R&D project record E2-067/1/PR1. The Environmental Agency, Bristol.
- Waltenberg, F., 2006. Educational justice as equality of opportunity for achieving essential educational outcomes. Université Catholique de Louvain. *Mimeo*.
- Walzer, M., 1983. *Spheres of justice: a defense of pluralism and equality*. Basic books, New York, NY.
- WCED (World Commission on Environment and Development), 1987. *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.
- Weinberg, A.S., 1998. The environmental justice debate: a commentary on methodological issues and practical concerns. *Sociological Forum* 13, 25–32.
- White, T.J., 2007. Sharing resources: The global distribution of the Ecological Footprint. *Ecological Economics* 64, 402–410.
- WHO/UNICEF, 2012. *Progress on drinking water and sanitation: 2012 update*. WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for water supply and sanitation, New-York, NY.
- Wilkinson, R., Pickett, K., 2010. *The spirit level: why equality is better for everyone*. Penguin, London.
- Wolf, J., Prüss-Ustün, A., Cumming, O., Bartram, J., Bonjour, S., Cairncross, S., Clasen, T., Colford, J.M., Curtis, V., De France, J., Fewtrell, L., Freeman, M.C., Gordon, B., Hunter, P.R., Jeandron, A., Johnston, R.B., Mäusezahl, D., Mathers, C., Neira, M., Higgins, J.P.T., 2014. Assessing the impact of drinking water and sanitation on diarrhoeal disease in low- and middle-income settings: systematic review and meta-regression. *Tropical Medicine and International Health* 19, 928–942.
- World Bank, 2005. *World Development Report 2006: Equity and Development*. The World Bank, Washington, DC.
- World Bank, 2003. *Brazil: Equitable, Competitive, Sustainable: Contributions for Debate*. World Bank Publications, Washington, DC.

- World Value Survey, 2008. *World Values Survey: Wave 5 (2005-2008)*. World Value Survey Association, Aberdeen.
- WVS, 2015. *World Value Survey 1981-2015*. World Value Survey Association, Aberdeen.
- WWF, 2014. *Living planet report 2014: species and spaces, people and places* [McLellan, R., Iyengar, L., Jeffries, B. and N. Oerlemans (Eds)]. WWF, Gland.
- Yang, H., Bain, R., Bartram, J., Gundry, S., Pedley, S., Wright, J., 2013. Water Safety and Inequality in Access to Drinking-water between Rich and Poor Households. *Environmental Science & Technology* 47, 1222–1230.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M.A., Fairchild, I.J., Grinevald, J., Haff, P.K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E.O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J.P.M., Vidas, D., Wagnreich, M., Wing, S.L., Wolfe, A.P., An, Z., Oreskes, N., 2015. When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International*.
- Zuindeau, B., 2006. Équité territoriale : quelles lectures par les théories du développement durable ? *Reflets et perspectives* Tome XLIV, 5–18.
- Zwickl, K., Ash, M., Boyce, J.K., 2014. Regional variation in environmental inequality: Industrial air toxics exposure in U.S. cities. *Ecological Economics* 107, 494–509.

Liste des tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau 1 : Consentements à payer des ménages pour un échantillon de pays (2005-2006)..... | 19 |
| Tableau 2 : Synthèse des approches contemporaines intégrant les questions sociales liées à l'environnement | 62 |
| Tableau 3 : Typologie des formes d'inégalités environnementales..... | 70 |
| Tableau 4 : Caractéristiques générales du Brésil | 150 |
| Tableau 5 : Caractéristiques des régions brésiliennes | 151 |
| Tableau 6 : Taux d'urbanisation dans les BRICS en 2010 | 152 |
| Tableau 7 : Indices de Gini par région administrative | 158 |
| Tableau 8 : Eau de surface au Brésil en km ³ /année et en pourcentage | 162 |
| Tableau 9 : Importance des problèmes environnementaux pour les ménages brésiliens en 2006 | 169 |
| Tableau 10 : Tarifs pratiqués et dépenses totales moyennes des différents prestataires de services par État en 2010 | 176 |
| Tableau 11 : Études économétrique sur les déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement | 179 |
| Tableau 12 : Déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement..... | 180 |
| Tableau 13 : Variables et modalités associées à l'accès à l'eau et à l'assainissement – Statistiques descriptives | 183 |
| Tableau 14 : Pourcentage des ménages avec accès par le réseau et satisfaits par région et par urbain/rural..... | 184 |
| Tableau 15 : Statistiques descriptives des variables explicatives à l'échelle du ménage – Échantillon : Brésil | 187 |
| Tableau 16 : Régressions avec introduction de la stratification – Échantillon : Brésil – Variable à expliquer : variable WSS | 190 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 17 : Régressions sur deux sous-échantillons régionaux – Variable à expliquer : variable WSS..... | 194 |
| Tableau 18 : Régressions avec différentes spécifications du revenu – Echantillon : Brésil – Variable endogène : variable WSS..... | 197 |
| Tableau 19 : Régressions économétriques sur le Brésil – Comparaison de variables endogènes binaires | 199 |
| Tableau 20 : Régressions économétriques (sous-échantillon : Nord et Nordeste) – Tests de variables endogènes construites par ACM | 201 |
| Tableau 21 : Statistiques décrivant les variables étatiques du modèle (2009-2010)..... | 204 |
| Tableau 22 : Influence des inégalités sur la pollution de l’eau et sur l’accès à l’eau et à l’assainissement | 205 |
| Tableau 23 : Régressions multiniveaux – Échantillon : Brésil – Variable endogène : variable WSS..... | 206 |
| Tableau 24 : Les différentes mesures des inégalités environnementales | 226 |
| Tableau 25 : Valeur moyenne de l’indicateur et du revenu mensuel par habitant | 230 |
| Tableau 26 : Indicateurs d’inégalités pour le revenu et l'accès aux services | 236 |
| Tableau 27 : Décomposition des inégalités d'accès par région | 241 |
| Tableau 28 : Décomposition des inégalités de revenus par région | 241 |
| Tableau 29 : Décomposition des inégalités d'accès par niveau d'urbanisation | 244 |
| Tableau 30 : Décomposition des inégalités de revenus par niveau d'urbanisation | 244 |

Liste des figures

| | |
|--|-----|
| Figure 1 : Empreinte écologique par grands ensembles géographiques | 16 |
| Figure 2 : Évolution historique de la biocapacité et de l'empreinte écologique au Brésil | 16 |
| Figure 3 : État actuel des variables de contrôle pour sept des limites planétaires | 17 |
| Figure 4 : État actuel des variables de contrôle à l'échelle des bassins versants pour l'utilisation d'eau ressource | 19 |
| Figure 5 : Inégalités de revenus aux États-Unis et en Europe sur la période 1900-2010..... | 20 |
| Figure 6 : Inégalités au Brésil (mesurées par l'indice de Gini) entre 2001 et 2013..... | 21 |
| Figure 7 : Croissance du PIB dans le monde en 2009..... | 22 |
| Figure 8 : Croissance du PIB au Brésil sur la période 2000-2014 | 23 |
| Figure 9 : Représentations possibles du développement soutenable..... | 24 |
| Figure 10 : Exemples d'interactions entre les trois dimensions du développement soutenable..... | 25 |
| Figure 11 : Relation entre les dimensions sociales et environnementales du développement soutenable | 60 |
| Figure 12 : Carte de la santé – les différentes conceptions de l'environnement..... | 67 |
| Figure 13 : Représentation des inégalités environnementales justes et injustes | 122 |
| Figure 14 : Interactions possibles entre les objectifs de mésojustice et de macrojustice..... | 126 |
| Figure 15 : Divisions politico-administratives du Brésil représentant les régions et les États brésiliens..... | 141 |
| Figure 16 : Évolution du PIB entre 1960 et 2014 au Brésil (en dollars américains constants de 2005)..... | 149 |
| Figure 17 : Densité de population au sein des États brésiliens (en hab/km ² : échelle logarithmique)..... | 152 |
| Figure 18 : Couleur de peau et ethnicité dans les régions brésiliennes..... | 153 |

| | |
|--|-----|
| Figure 19 : Taux de pauvreté absolus et relatifs en 1995 et 2008 au Brésil..... | 153 |
| Figure 20 : Carte de la région Nord..... | 155 |
| Figure 21 : Écosystèmes nordestins | 156 |
| Figure 22 : Régions hydrographiques au Brésil | 159 |
| Figure 23 : Système national de gestion de la ressource hydrique au Brésil | 162 |
| Figure 24 : Carte du polygone des sécheresses | 164 |
| Figure 25 : Relation entre demande et disponibilité en eau au Brésil en 2010 | 166 |
| Figure 26 : Accès à une source d'eau et d'assainissement améliorée en 2010 | 169 |
| Figure 27 : Accès aux services d'eau dans les zones urbaines (à gauche) et rurales (à droite) par forme d'accès (%) | 170 |
| Figure 28 : Accès à l'assainissement dans les zones urbaines (à gauche) et rurales (à droite) par forme d'accès (%)..... | 171 |
| Figure 29 : Histogrammes présentant les formes d'accès à l'eau dans les cinq régions brésiliennes en 2010 | 172 |
| Figure 30 : Pourcentage des ménages avec accès par le réseau et satisfaits par État..... | 184 |
| Figure 31 : Ménages inclus dans les États..... | 203 |
| Figure 32 : Courbe de Lorenz | 232 |
| Figure 33 : Courbes de Lorenz pour les services d'eau et d'assainissement (WSS) et le revenu pour les deux régions d'études | 237 |
| Figure 34 : Courbes de Lorenz pour les services d'eau et le revenu en zones urbaines et rurales | 238 |
| Figure 35 : Indices de Gini au sein des différents États pour le revenu et l'accès aux services | 240 |
| Figure 36 : Contribution relative des différents États à l'inégalité totale | 243 |
| Figure 37 : Courbes de concentration pour l'urbain et le rural (à gauche) et pour les deux régions (à droite)..... | 246 |

Liste des acronymes

| | |
|---------|--|
| ACM | Analyse des Correspondances Multiples |
| ADENE | <i>Agência de desenvolvimento do Nordeste</i> |
| ANA | <i>Agencia Nacional de Águas</i> (Agence nationale de l'eau) |
| AR-Gini | <i>Area-based Resource Gini</i> |
| BRICS | Brésil, Russie, Inde, Chine, Afrique du Sud |
| BSS | <i>Basic Sanitation Services</i> |
| CEK | Courbe Environnementale de Kuznets |
| CERH | <i>Conselho Estadual de Recursos Hídricos</i> (Conseil étatique des ressources hydriques) |
| CESB | <i>Compañías Estatales de Saneamento Básico</i> (Compagnies étatiques d'assainissement de base) |
| CK | Courbe de Kuznets |
| CNRH | <i>Conselho Nacional de Recursos Hídricos</i> (Conseil national des ressources en eau) |
| COP 21 | <i>Conference of The Parties 21</i> |
| COV | Moitié du coefficient de variation au carré |
| DAG | Décomposabilité Additive par Groupe |
| DEFRA | <i>Department for Environment, Food and Rural Affairs</i> |
| DHS | <i>Demographic and Health Survey</i> |
| EA | <i>Environmental Agency</i> |
| EGC | <i>Environmental Gini coefficient</i> |
| EJ | <i>Environmental Justice</i> |
| EJOLT | <i>Environmental Justice, Organisation, Liability and Trade</i> |
| ESEE | <i>European Society of Ecological Economics</i> |
| FAO | <i>Food and Agriculture Organisation</i> |
| FGTS | <i>Fundo de Garantia do Tempo de Serviço</i> (Fonds de garantie pour le travail) |
| FMI | Fonds Monétaire International |
| GIEC | Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat |
| IBGE | <i>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística</i> (Institut Brésilien de Géographie et de Statistique) |
| IMF | <i>International Monetary Fund</i> |
| INPE | <i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais</i> (Institut National de Recherche Spatiale du Brésil) |
| INSERM | Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale |
| IPCC | <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> |
| IPEA | <i>Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada</i> (Institut de recherche économique appliquée) |
| JMP | <i>Joint Monitoring Program</i> |
| MMA | <i>Ministério do Meio Ambiente</i> (Ministère de l'environnement) |

| | |
|-----------|---|
| MICS | <i>Multiple Indicator Cluster Survey</i> |
| MLD | Écart logarithmique moyen |
| OCDE | Organisation de coopération et de développement économiques |
| OECD | <i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i> |
| ONF | Office National des Forêts |
| PCB | Polychlorobiphényle |
| PIB | Produit Intérieur Brut |
| PLANASA | <i>PLAno Nacional de Agua e SAnejamento</i> (Plan national sur l'eau et l'assainissement) |
| PLANSAB | <i>PLAno Nacional de SAnejamento Básico</i> (Plan national pour l'assainissement de base) |
| PNAD | <i>Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios</i> (Enquête nationale sur les ménages) |
| PNRH | <i>Política Nacional de Recursos Hídricos</i> (Politique nationale des ressources en eau) |
| POF | <i>Pesquisa de Orçamentos Familiares</i> (Enquête sur le budget des ménages) |
| PRODES | <i>Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas</i> (Programme de restauration des bassins hydrographiques) |
| PROSANEAR | <i>Programa de Saneamento para Populações em Areas de Baixa Renda</i> (Programme d'assainissement pour les populations dans des zones à bas revenus) |
| PSUs | <i>Primary Sampling Units</i> |
| RGDN | <i>Rio Grande Do Norte</i> |
| RIOB | Réseau International des Organismes de Bassin |
| SEF | <i>Social Evaluation Function</i> |
| SIDRA | <i>Sistema IBGE de Recuperação Automática</i> (Système de récupération automatique de l'IBGE) |
| SNIS | <i>Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento</i> (Système national d'information sur l'assainissement) |
| SRHU | <i>Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano</i> (Secrétariat des ressources hydriques et de l'environnement urbain) |
| SUDENE | <i>Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste</i> (Surintendance pour le développement du Nordeste) |
| SWF | <i>Social Welfare Function</i> |
| US EPA | <i>United States Environmental Protection Agency</i> |
| VIF | <i>Variance Inflation Factor</i> |
| WCED | <i>World Commission on Environment and Development</i> |
| WDI | <i>World Development Indicators</i> |
| WSS | <i>Water and Sanitation Services</i> |
| WVS | World Value Survey |
| WWF | World Wildlife Fund |

Annexes

Table des matières des annexes

| | |
|---|-----|
| Annexe 1 : From inequality to environmental pressure: structure of the theoretical field | 301 |
| Annexe 2 : Summary of empirical studies on the role of economic inequality in environmental pressure or policy outcomes | 316 |
| Annexe 3 : Procédure d'échantillonnage et pondération des régressions..... | 319 |
| Annexe 4 : Mesure de l'accès à l'eau et à l'assainissement – Résultats de l'ACM ... | 322 |
| Annexe 5 : Test de VIF et tableau de corrélation | 334 |
| Annexe 6 : Présentation des effets marginaux associées au régressions économétriques du chapitre 3..... | 336 |
| Annexe 7 : Carte des régions brésiliennes | 339 |

Annexe 1 : From inequality to environmental pressure: structure of the theoretical field²⁰⁷

The present appendix summarises and compares theories explaining how economic inequality impacts environmental quality and places them within a coherent framework. Boyce (1994) is one of the first to focus on inequality as a potential cause of environmental deterioration. After the answer proposed by Scruggs (1998), some authors attempted to integrate these opposing analyses (Boyce, 2003, 2007; Heerink *et al.*, 2001). Nevertheless, academic literature would subsequently hone in on this topic without taking into account the full range of conceived mechanisms. The theoretical literature can be structured in two channels relating inequality and environmental pressure: one based upon the economic behaviours of households (section 1); and the second based upon the determination of environmental policies (section 2).

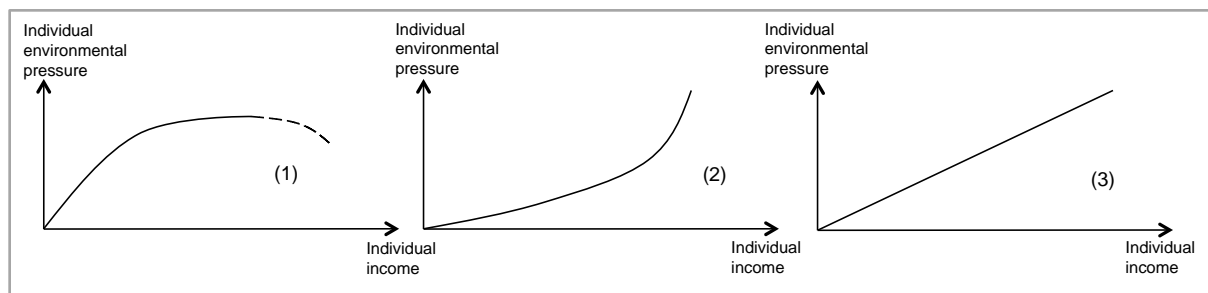
1. How income distribution affects environmental pressure through the economic behaviour of households

Economic behaviours of households, based mainly on consumption of goods and services, have a direct influence on environmental pressure. By influencing the level and content of aggregate consumption, the level of inequality impacts environmental pressure.

1.1 Methodological individualist approaches: environmental pressures aggregated from individual economic choices

In an approach based on methodological individualism, Scruggs (1998) shows that the effect of income distribution on environmental pressures depends upon the relationship between environmental degradation and income at the individual level. The author envisions three types of relationships that determine how variations in income inequality affect aggregate pressure (Figure A1.1).

²⁰⁷ Cette annexe est en grande partie extraite de l'article suivant : Alexandre Berthe, Luc Elie. 2015. "Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration". *Ecological Economics* 116, 191-200.

Figure A1.1: Individual environmental pressures and incomes

Source: Authors, adapted from Scruggs (1998).

These three situations differ in the way they describe how individual income level affects environmental pressures through individual economic behaviour. All these relationships assume that environmental pressure increases in line with income (except for the area covered by the dotted lines in Situation 1). However, they each provide a different hypothesis regarding the direction of the marginal variation in environmental pressure. In Situation 1, the curve is concave, signifying a marginal decrease in environmental pressure. In this case, a poorer person's utilisation of an additional unit of income generates greater environmental pressure than the utilisation of this unit by a more affluent person. A society in which affluent persons have extra income at their disposal would therefore, *ceteris paribus*, generate less environmental pressure than a benchmark society might do. In other words, the direction of the marginal variation in environmental pressure fundamentally determines how inequality affects aggregate environmental pressures as they relate to economic choices.²⁰⁸ In Situation 1, increased inequality results in reduced environmental pressures. Situation 2 is the opposite, with marginal environmental pressure here increasing for each individual, which implies a society where less inequality generates fewer aggregate environmental pressures. Lastly, Situation 3 is an intermediary case where income redistribution has no impact on environmental deterioration as long as global revenue remains the same.

Having adopted this approach, Scruggs (1998) and Heerink *et al.* (2001) consider that Situation 1 is the most representative of reality. To justify this hypothesis, they assume that environmental quality is a superior good, i.e one whose demand increases at an increasing rate as income rises. In this way, Scruggs (1998) utilises Inglehart's post-materialism theory (Inglehart, 1990), which holds that a minimum level of affluence and satisfaction of material needs are required for environmental preferences to materialise. Moreover, to explain the first curve, Heerink *et al.* (2001) claim that affluent households are able to substitute polluting

²⁰⁸ Heerink and Folmer (1994) formally demonstrate the links between the level of inequality and the average level of an output in case of non-linear relationships between income and this output at the individual level.

goods with environmentally friendly goods.²⁰⁹ Given this hypothesis, Heerink *et al.* (2001) consider supplementing the first curve with a decreasing segment beyond a certain income threshold so as to draw an environmental Kuznets curve at the level of an individual household (see the section with a dotted line in Figure A1.1). The idea is that more affluent households are associated with lower levels of individual environmental pressure. However, even if post-materialist values develop as income increases, they do not necessarily lead to changes in consumption behaviour. For instance, according to Fleurbaey *et al.* (2014), environmental values explain approximately 20% of the environmental behaviour leading to greenhouse gas (GHG) emissions. This value-action gap can be explained by the competition between the environmental concerns with other concerns, such as specific kinds of consumption in which affluent people engage as their desire and ability to reach a higher standard of living increases (more energy intensive transportation and housing, etc.). Other explanations for the value-action gap include consumer misinformation about the ecological impacts of their pro-environmental behaviour (named behaviour-impact gap, see Csutora, 2012). Furthermore, other arguments can relativise the reality of situation 1. In particular, Roca (2003) identifies that richer households can displace the costs of the consumption-related environmental degradation to other places, voluntarily or otherwise, in order to continue their environmentally damaging practices without suffering the consequences.

Furthermore, the total effect of consumption on the environment depends on the content but also on the magnitude of that consumption. Indeed, Situation 1 might also be explained by the fact that the marginal propensity to consume is commonly recognised as something that tends to decrease with income.²¹⁰ After all, even if poorer and more affluent actors both consume products that are identical in terms of environmental pressure, the fact that the latter saves a higher proportion of their income may imply that they generate less environmental pressure per monetary unit.²¹¹

A number of empirical analyses can be mobilised to determine the shape of the curve. Heerink *et al.* (2001) base their individual environmental Kuznets curve theory on an empirical study demonstrating, for a sample of California households, that vehicles owned by

²⁰⁹ The analysis developed here can apply to the environmental pressure due to consumption by normal households or individual producers during their production process. Regarding the second household type, Heerink *et al.* (2001) evoke the example of agricultural households in developing countries (Heerink *et al.*, 2001, p 360-361).

²¹⁰ Keynes' fundamental psychological law (Keynes, 1936). Recent studies seem to confirm a decreasing marginal propensity to consume as income rises in a given society (Dynan *et al.*, 2004).

²¹¹ See, at the end of the present section, a discussion on how savings potentially affect environmental pressures.

more affluent households produce less GHG emissions than vehicles owned by their poorer counterparts (Kahn, 1998). However, the use that Heerink *et al.* (2001) make of this study has been questioned by Cox *et al.* (2012) who have shown, using a sample of Scottish households, that including the number of miles traveled has a greater effect on GHG emissions than vehicle efficiency. This is due to the fact that, on average, more affluent households travel greater distances than poorer ones. On a broader empirical level, an OECD review (OECD, 2008) shows that most studies conclude that consumption behaviour-related environmental pressure increases with household income. This can be observed in relation to waste, recycling, transportation choices and domestic use of energy and water. The only exception is organic food consumption, which could be explained by the aforementioned Roca (2003) idea, i.e. the fact that the affluent can displace the negative effects of their consumption.

Yet, analyses by Cox *et al.* (2012) and the OECD (2008) show empirically that affluent households generate greater environmental pressure individually, but do not analyse if it also happens in marginal terms. However, by calculating the income elasticities of environmental pressures,²¹² the empirical literature identifies nonlinearity between income and environmental pressures. Indeed, the choice between situations 1 and 2 in Figure A1.1 depends on the value of these elasticities.²¹³ For instance, Liu *et al.* (2013) and Büchs and Schnepf (2013) identify a concave relationship between household income and consumption behaviour-related GHG emissions.²¹⁴ Other studies, more numerous, focus on the impact of household levels of consumption on environmental pressures and find similar results, although elasticities are generally higher than in studies analysing the relationship between income and environmental pressure.²¹⁵ These results are consistent with those from Liu *et al.* (2013) and Büchs and Schnepf (2013) taken in the context of a decreasing marginal propensity to consume (Dyanan *et al.*, 2004). Finally, several analyses distinguish between the effect of the consumption level and the effect of the consumption content on environmental pressures. This is done by calculating both income and expenditure elasticities of

²¹² Most of the studies identified here utilise input/output methods to take into account direct and indirect environmental pressures due to consumption.

²¹³ Where elasticity is included between 0 and 1, it corresponds to 1. Where it is above 1, it corresponds to 2. *Ceteris paribus*, the lower the elasticity, the better the inequality is for the environment.

²¹⁴ Although elasticities range a great deal depending on studies: 0.25 in north China (Liu *et al.*, 2013) and 0.6 in the UK (Büchs and Schnepf, 2013).

²¹⁵ In the identified studies, expenditure elasticities range from 0.84 to 0.94 for GHG emissions (Kerkhof *et al.*, 2009; Girod and De Haan, 2010; Duarte *et al.*, 2012; Roca and Serrano, 2007), from 0.64 to 1 for energy consumption (Lenzen *et al.*, 2006), from 0.86 to 0.96 for acidifiant gases (Kerkhof *et al.*, 2009; Roca and Serrano, 2007), and from 0.71 to 0.81 for eutrophificant pollutants (Kerkhof *et al.*, 2009; Roca and Serrano, 2007). We can note a 1.42 expenditure elasticity level for smog-forming pollutants in the case of the Netherlands, which shows the necessity to conduct separate analyses for different pollutants (Kerkhof *et al.*, 2009).

environmental pressures due to consumption. They find that income elasticity is always below the expenditure elasticity, and that income elasticities are lower than 1.²¹⁶ These results confirm both the decreasing relationship between income and consumption levels (level effect) and between the consumption level and the related environmental pressures (content effect).

Nevertheless, the question about the shape of the curve is not conclusive for at least two reasons. First, most of the studies identified focuses on an analysis of GHG emissions and on a limited set of countries, although relationship could be different depending on the pressures and contexts studied. Second, some studies question the hypothesis of a concave relationship. For example, a meta-analysis of 36 studies reveals significant diversity in the income elasticity of households' electricity consumption²¹⁷ (Espey and Espey, 2004). More crucially, Baiocchi *et al.* (2010) reveal a more complex relationship between income and GHG emissions using quadratic and cubic terms of the logarithm of income in their econometric equations in the case of British households. Their results show that the income elasticity is a U-shaped function of income, i.e. the elasticity is below 1 for mean income and above 1 at the two extremities of the income distribution, which suggests the existence of a carbon-intensive lifestyle of the affluent. Overall, this set of facts raises questions about the relationship between individual income and environmental pressure. Thus, a systematic and more detailed review of the analyses studying the non-linearities between individual income and individual environmental pressures would be necessary and could demonstrate the necessity of additional analyses. Nevertheless, even in those cases where Situation 1 is a good representation of reality, inequality might have adverse dynamic and holistic effects on environmental pressure.

The literature identified in this section does not take into account dynamic consequences of economic behaviours on environmental pressures, especially through demand-pull technology change and savings behaviours. First, Vona and Patriarca (2011) show that high levels of inequality can prevent the development and diffusion of new environmental technology. Indeed, high inequality may imply that few consumers have access to eco-friendly goods,

²¹⁶ The identified studies present a range of expenditure elasticities from 0.6 to 0.802 and income elasticities from 0.34 to 0.607 for GHG emissions (Weber and Matthews, 2008; Ala-Mantila *et al.*, 2014). Studying Ecological Footprint in Australia, Lenzen and Murray (2001) identify an expenditure elasticity of 0.64 and an income elasticity of 0.38.

²¹⁷ In the case of domestic electricity consumption, Espey and Espey (2004) show that short-term income elasticity varies, depending on which study, from 0.04 to 3.48, with long-term elasticity varying between 0.02 and 5.74.

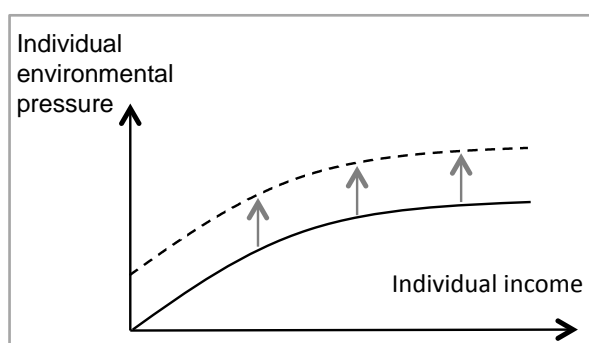
leading to fewer positive technological externalities and, therefore, a stagnation of prices at high levels. Consequently, the speed and the extent of environmental technology adoption are less important in such a context. Second, the economic behaviour of savings can have an impact on environmental pressures if the savings are utilised for productive investments. This hypothesis is not considered in the studies identified above (Ala-Mantila *et al.*, 2014) and as a result the increasing marginal propensity to save of the affluent could have environmental consequences that remain ignored. Thus, increasing inequality could modify environmental pressures by increasing the level of savings or the way they are utilised.

The next sub-section examines holistic approaches used to explain the impact of inequality on the environment through social norms.

1.2 Contribution of holistic approaches: the role of social norms

The aforementioned analyses tend not to account for differences in the social norms that are likely to have been caused by different levels of inequality. This is because such differences are likely to modify the penetration of values such as consumerism, individualism and short-termism. Variations in the level of dissemination of these norms might lead to variations in the level of individual environmental pressure for a given income level, thereby changing the relationship assumed in the preceding sub-section between individual income and individual environmental pressure (Figure A1.2).

Figure A1.2: Variation of social norms affecting individual environmental pressures



Source: Authors.

First, Veblen (1899) identifies the role that consumption plays as a social value rather than as a factor of individual utility. This is what is commonly referred to as conspicuous consumption. In a very unequal society, differences in social status are greater and therefore more visible, exacerbating status competition. Such competition notably involves an

accentuation of conspicuous consumption.²¹⁸ By extension, inequality can increase middle and less affluent social groups' desire to copy the dominant social group's modes of consumption, thereby causing greater environmental pressure by increasing the individual consumption level and by changing their consumption content (because the products are consumed on the basis of the social status they confer rather than their environmental quality). Having said that, greater equality can be construed as a factor limiting the social pressure to consume (Wilkinson and Pickett, 2010). Thus, even in consideration of the hypothesis of a concave relationship between environmental pressure and income, the introduction of consumerism might lead to a generalised increase in the level of an individual's income-related environmental pressure curve. Inequality's beneficial effects on the environment should therefore be relativised.

Second, Wilkinson and Pickett (2010) along with Boyce (2003, 2007) hypothesise that an unequal society undermines social cohesion and trust in others. As such, it reduces actors' propensity to incorporate social responsibility objectives into their choices. Civic-minded behaviours such as waste sorting and, more generally, protecting the collective environment are more likely in this case to suffer the consequences.

Third, Boyce (1994) refers to the possibility that inequality affects consumption due to both wealthier and poorer actors' short-termism. In the case of a highly unequal society, for instance, poorer actors' focus on their short-term material concerns means that they do not have the luxury of considering the long-term impacts of their consumption. Conversely, their wealthier counterparts might find themselves in a less secure position (fear of downwards mobility or political upheaval) and therefore also be more short-term oriented.

In sum, the possible impact of inequality on environmental pressures via individual economic behaviours is varied and likely to have both a mechanical effect, depending on marginal pressures reflecting individuals' economic behaviours, and a social effect, through changes in the social norms. Nevertheless, the level of environmental deterioration is not fully explained by individual economic behaviour but is also dependent on environmental policy choices.

²¹⁸ There is a counter-argument to this idea, namely the possibility of a conspicuous consumption of high quality environmental goods. For the moment, however, this probably remains the exception.

2. Inequality and determination of environmental policies

The influence of inequality on the adoption of environmental policies is also described in a variety of ways in the theoretical literature. In this channel, the authors' oppositions tend to reflect the way in which each has responded to three questions: 1) Does environmental protection coincide with the interests of a particular social group? 2) Which social groups express a political demand for environmental quality? 3) How is political conflict in this area resolved and what level of environmental protection is adopted in response?

Does environmental protection coincide with the interests of a particular social group?

The first question is whether a particular social group derives a net benefit or disadvantage from environmental deterioration. According to Roemer (1993), like Boyce (1994, 2003, 2007), affluent social groups are probably those whose consumption activity creates the most environmental degradation and whose income depends most on reducing production costs. In addition, many aspects of the environment do not constitute public goods in the strict sense of the term, meaning that they can be privatised (Boyce, 2003, 2007). In this case, more affluent social groups have the ability to substitute public environmental goods for private environmental goods if the formers were to deteriorate. In the end, affluent social groups are not seen here as suffering from a deterioration of the public environmental goods, reducing their interest in protecting it. Furthermore, the affluent can avoid the impacts of environmental pressures through trade and territorial segregation (Roca, 2003). Conversely, the more deprived social groups are more likely to budget around natural resources. Therefore, they depend more on the conservation of the resources and suffer more from the effects of pollution - as revealed in environmental justice studies (Bullard, 1990; Martinez-Alier, 2002).

Aside from Boyce, authors do not tend to hypothesise about individuals' income-related interests but instead about their environmental quality preferences reflected in a demand for environmental protection policies.

2.1 Which social categories express a political demand for environment quality?

According to Boyce, interests usually crystallise in political demands. In this analysis, common social groups tend to request environmental protection policies, unlike their privileged counterparts. The systematic nature of this connection is not obvious, however. The mediation between the interests and political demands expressed by a given social group

depends on the political ideas of this group, themselves shaped by its interests, short-term material constraints and social norms.

As a result, a number of studies do not start by hypothesising that the preferences of social groups are determined by their sole interests but instead brought short-term material constraints into the equation. Indeed, Scruggs (1998) explains wealthy persons' increased preference for the environment using the post-materialist analysis that Inglehart (1990) first developed. The idea is that once short-term material constraints are satisfied, actors tend to adopt post-materialist values, which include environmentalism. Following Ng and Wang (1993), Magnani (2000) hypothesises that actors' well-being tends to be based on their relative as opposed to absolute income, meaning that they replace demands for pro-growth policies with environmental policies as their income rises in comparison with a society's average income. Similarly, Franzen and Vogl (2013) highlight the fact that inequality causes public opinion to focus on economic and social instead of environmental problems. Lastly, one of the main obstacles to the adoption of economic instruments for regulating environmental problems is, according to Ekins (1999), these instruments' distributive impact. They add to the cost of the environmental goods involved, which account for a greater proportion of poor households' budgets. Their introduction can therefore have a socially regressive fiscal effect, particularly if no compensatory mechanisms are brought in (Serret and Johnstone, 2006). Such considerations highlight the role poor households' budget constraints play in the demand for environmental policies.

Wilkinson and Pickett (2010) highlight the role that inequality plays in shaping social norms, and how these norms shape political demands for environmental protection. In this view, significant inequality exacerbates social status competition, thereby reinforcing individualism and consumerism. Environmental policies increasing the price of goods and services or reducing access to them are, therefore, less likely to find political support. Conversely, more egalitarian societies, associated with higher levels of mutual trust and more civic behaviour, are more likely to demand environmental policy. In this latter approach, environmental protection is not associated with any one social group. According to Roemer (1993), dominant groups can impose social norms. In this context, rich persons' interests influence poorer persons' preferences. Boyce (2003) reproduces this idea and integrates it into his classification of forms of power under the heading of value power, i.e. the power of a dominant social group to influence the values of other social groups.

The demand for environmentally protective policies is then conflicted by adverse political demand. This confrontation has different outcomes depending on the type of political system in question.

2.2 How is political conflict in this area resolved and what is the level of environmental policy adopted?

Authors tend to envision two main types of political systems in this respect: Power Weighted Social Decision Rules (PWR); and Simple Majority Rules (SMR). Roemer (1993) is the first to use this distinction to account for public good issues.

In the first case, political decisions tend to reflect dominant social groups' political demands when inequality is high. In the second situation, political decisions translate demands emanating from the median segment of the electorate. Boyce (1994) and Scruggs (1998) are tenants of the former system and Magnani (2000) of the latter.

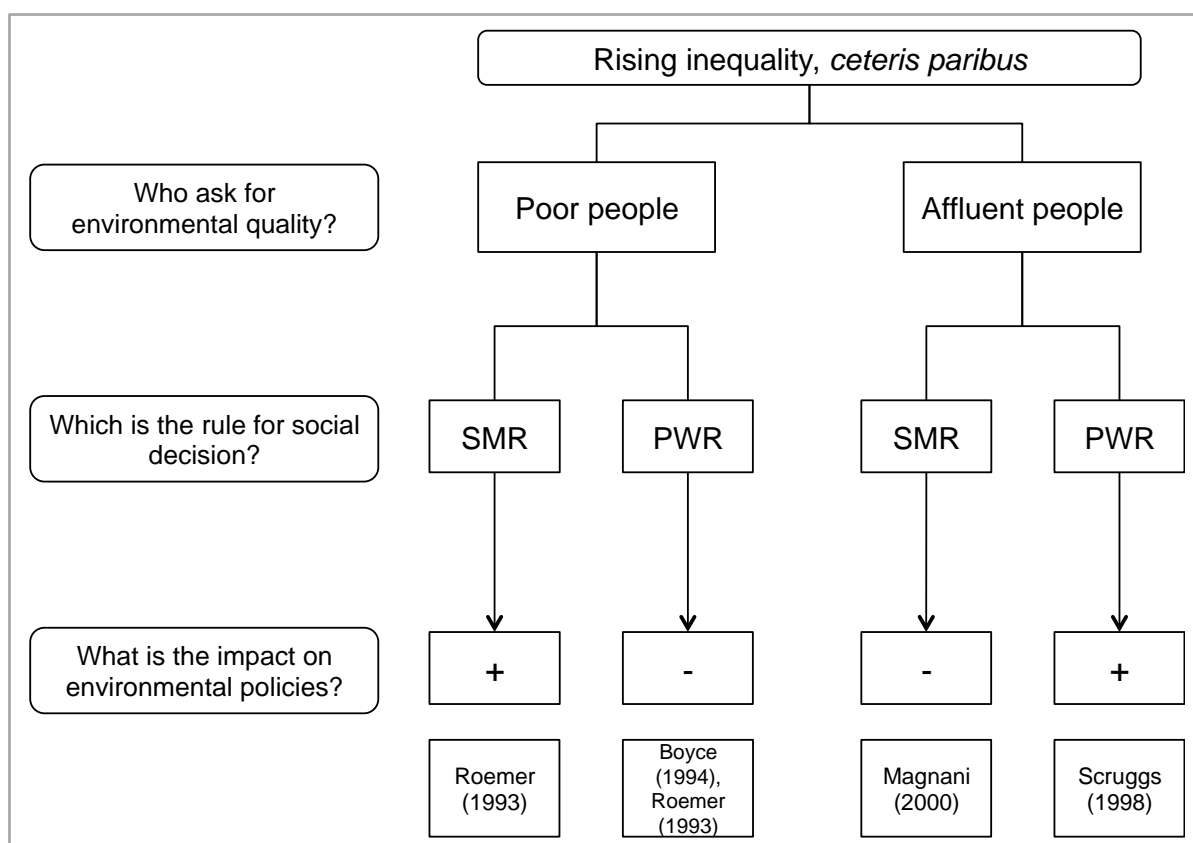
According to Boyce (1994), an environmental degradation can be generated when those that benefit from it can impose the choice to degrade the environment on those that suffer the consequences. Apart from cases where a lack of information exists, or where the degradation will only affect future generations, the dominant social groups require the use of power to impose their choices. This power comes in around five distinct forms²¹⁹ and two are crucial in the present context: the power to put environmental issues to public debate (agenda power) and the power to make decisions (decision power). Here, affluent actors have a significant role in public decision-making as long as they can pay the transaction costs required to influence political decision-making (thus, power and economic inequality are highly correlated). Furthermore, affluent people, as they are small groups in societies characterised by high inequality, can coordinate more easily in order to defend their interests (Olson, 1965). Consequently, the less the income difference between affluent and disadvantaged households, the greater the latter can express an interest in increased environmental protection, thus the greater this protection. However, starting with the same type of political system, Scruggs (1998) comes to the opposite conclusion, alleging that the more affluent social groups are the ones demanding environmental protection. Thus, in this case, higher inequality levels should lead to higher levels of environmental protection.

²¹⁹ Boyce (2003) defines these five forms of power as: Purchasing power, Decision power, Agenda power, Value power and Event power.

Adopting SMR framework, Magnani (2000) hypothesises that a wealthier median segment, which is close to average income (meaning a less unequal society), should opt for a more stringent level of environmental protection. As for Roemer (1993), who accepts both SMR and PWR as mechanisms, environmental protection is considered as a concern of the poor.

Figure A1.3 summarises the different channels linking inequality and environmental policies in situations where inequality is on the rise.²²⁰ The idea here is that inequality can have contradictory effects on environmental policies depending on the analysis of individual preferences and the political system which enables to resolve the political conflict. We would note that analyses by Boyce (1994) and Magnani (2000) adopt opposite views about both preferences and political systems but come to identical conclusions.

Figure A1.3: From inequality to environmental policies: splits in the literature



Source: Authors.

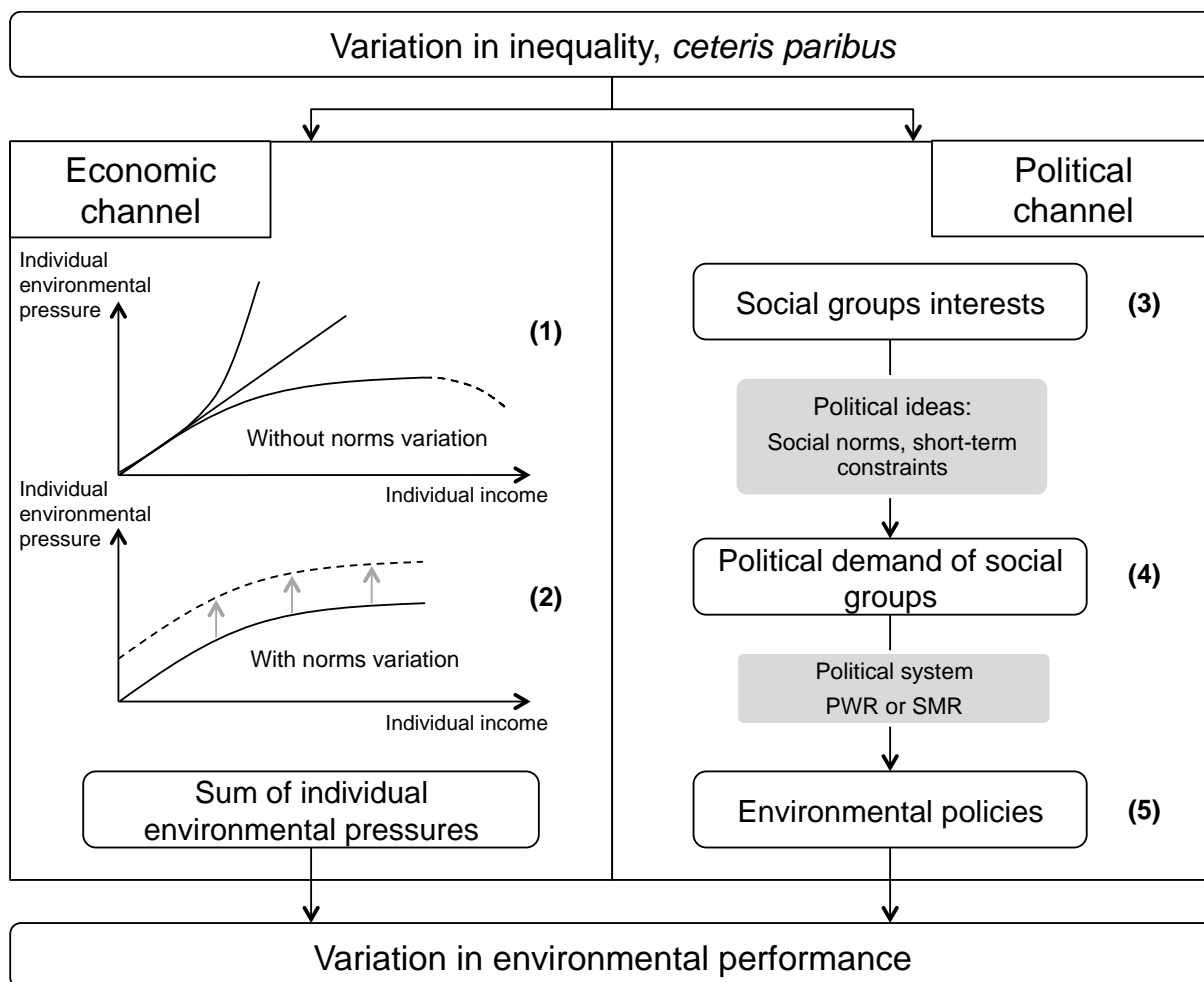
2.3 Overview of theoretical structure

The literature reviewed suggests a wide variety of theoretical mechanisms, sometimes contradictory, that assesses how variations in inequality might influence the level of environmental pressure. Figure A1.4 offers an overview of the relationships dividing the

²²⁰ The sign of this relationship is the opposite in cases where inequality declines.

corpus (numbered from 1 to 5). We identify two channels: one related to economic behaviour and the other to political choices. Regarding the first channel, the effect of inequality depends on (1) the shape of the curve connecting individual income and individual environmental pressure; (2) inequality’s possible effect on the social norms affecting these pressure. The effect of inequality on environmental protection depends on (3) whether environmental protection coincides with the interests of a social group; (4) whether the group’s interest leads to a corresponding political demand which depends on political ideas (themselves adopted to varying degrees by social groups depending on the social norms and the short-term material constraints they are subjected to); (5) how these political demands complement or compete with one another within the framework of a particular political system.

Figure A1.4: Channels linking inequality and environmental pressures



Source: Authors.

Note that these two channels are not entirely disconnected. This is because environmental policies influence the price of environmental pressure. The phenomenon has two consequences. Firstly, if social groups’ voting reflects their interests in terms of

environmental policy implementation, this vote depends on the level of environmental pressure to which they are being subjected. Conversely, this also means that the adoption of an environmental policy might lead to variations in actors' economic behaviour, hence to changes in the level of environmental pressure incorporated therein.

3. References

- Ala-Mantila, S., Heinonen, J., Junnila, S., 2014. Relationship between urbanization, direct and indirect greenhouse gas emissions, and expenditures: A multivariate analysis. *Ecological Economics* 104, 129–139.
- Baiocchi, G., Minx, J., Hubacek, K., 2010. The Impact of Social Factors and Consumer Behavior on Carbon Dioxide Emissions in the United Kingdom. *Journal of Industrial Ecology* 14, 50–72.
- Boyce, J.K., 1994. Inequality as a cause of environmental degradation. *Ecological Economics* 11, 169–178.
- Boyce, J.K., 2003. Inequality and environmental protection. *Political Economy Research Institute Working paper* 52. University of Massachusetts Amherst.
- Boyce, J.K., 2007. "Inequality and environmental protection". In: Baland, J.-M., Bardhan, P. K., Bowles, S. (Eds.), *Inequality, collective action, and environmental sustainability*. Princeton University Press, Russell Sage Foundation, Princeton, NJ, pp. 314–348.
- Büchs, M., Schnepf, S.V., 2013. Who emits most? Associations between socio-economic factors and UK households' home energy, transport, indirect and total CO₂ emissions. *Ecological Economics* 90, 114–123.
- Bullard, R.D., 1990. *Dumping in dixie: race, class, and environmental quality*. Westview Press, Boulder, CO.
- Cox, A., Collins, A., Woods, L., Ferguson, N., 2012. A household level environmental Kuznets curve? Some recent evidence on transport emissions and income. *Economics Letters* 115, 187–189.
- Csutora, M., 2012. One More Awareness Gap? The Behaviour–Impact Gap Problem. *Journal of Consumer Policy* 35, 145–163.
- Duarte, R., Mainar, A., Sánchez-Chóliz, J., 2012. Social groups and CO₂ emissions in Spanish households. *Energy Policy* 44, 441–450.
- Dynan, K.E., Skinner, J., Zeldes, S.P., 2004. Do the Rich Save More? *Journal of Political Economy* 112, 397–444.
- Ekins, P., 1999. European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. *Ecological Economics* 31, 39–62.
- Espey, J.A., Espey, M., 2004. Turning on the Lights: A Meta-Analysis of Residential Electricity Demand Elasticities. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 36, 61–81.
- Fleurbaey M., S. Kartha, S. Bolwig, Y. L. Chee, Y. Chen, E. Corbera, F. Lecocq, W. Lutz, M. S. Muylaert, R. B. Norgaard, C. Okereke, and A. D. Sagar, 2014: "Sustainable

- Development and Equity”. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Franzen, A., Vogl, D., 2013. Acquiescence and the Willingness to Pay for Environmental Protection: A Comparison of the ISSP, WVS, and EVS. *Social Science Quarterly* 94, 637–659.
- Girod, B., De Haan, P., 2010. More or Better? A Model for Changes in Household Greenhouse Gas Emissions due to Higher Income. *Journal of Industrial Ecology* 14, 31–49.
- Heerink, N., Folmer, H., 1994. Income distribution and the fulfillment of basic needs: Theory and empirical evidence. *Journal of Policy Modeling* 16, 625–652.
- Heerink, N., Mulatu, A., Bulte, E., 2001. Income inequality and the environment: aggregation bias in environmental Kuznets curves. *Ecological Economics* 38, 359–367.
- Inglehart, R., 1990. *Culture Shift in Advanced Industrial Society*. Princeton University Press, Princeton.
- Kahn, M.E., 1998. A household level environmental Kuznets curve. *Economics Letters* 59, 269–273.
- Kerkhof, A.C., Nonhebel, S., Moll, H.C., 2009. Relating the environmental impact of consumption to household expenditures: An input–output analysis. *Ecological Economics* 68, 1160–1170.
- Keynes, J.M., 1936. *The general theory of employment, interest and money*. MacMillan & Co., London.
- Laurent, E., 2011. Issues in environmental justice within the European Union. *Ecological Economics* 70, 1846–1853.
- Lenzen, M., Murray, S.A., 2001. A modified ecological footprint method and its application to Australia. *Ecological Economics* 37, 229–255.
- Lenzen, M., Wier, M., Cohen, C., Hayami, H., Pachauri, S., Schaeffer, R., 2006. A comparative multivariate analysis of household energy requirements in Australia, Brazil, Denmark, India and Japan. *Energy* 31, 181–207.
- Liu, W., Spaargaren, G., Heerink, N., Mol, A.P.J., Wang, C., 2013. Energy consumption practices of rural households in north China: Basic characteristics and potential for low carbon development. *Energy Policy* 55, 128–138.
- Magnani, E., 2000. The Environmental Kuznets Curve, environmental protection policy and income distribution. *Ecological Economics* 32, 431–443.
- Martinez-Alier, J., 2002. *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. Edward Elgar Publishing.

- Ng, Y.-K., Wang, J., 1993. Relative income, aspiration, environmental quality, individual and political myopia: Why may the rat-race for material growth be welfare-reducing? *Mathematical Social Sciences* 26, 3–23.
- OECD, 2008. *Household behaviour and the environment: reviewing the evidence*. OECD publishing, Paris.
- Olson, M. J., 1965. *The Logic of Collective Action*. Harvard University Press, Cambridge.
- Roca, J., 2003. Do individual preferences explain the Environmental Kuznets curve? *Ecological Economics* 45, 3–10.
- Roca, J., Serrano, M., 2007. Income growth and atmospheric pollution in Spain: An input–output approach. *Ecological Economics* 63, 230–242.
- Roemer, J.E., 1993. Would Economic Democracy Decrease the Amount of Public Bads? *Scandinavian Journal of Economics* 95, 227–38.
- Scruggs, L.A., 1998. Political and economic inequality and the environment. *Ecological Economics* 26, 259–275.
- Serret, Y., Johnstone, N. (eds.), 2006. *The Distributional Effects of Environmental Policy*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Veblen, T., 1899. *The theory of the leisure class: An economic study in the evolution of institutions*. The Macmillan Company, New-York.
- Vona, F., Patriarca, F., 2011. Income inequality and the development of environmental technologies. *Ecological Economics* 70, 2201–2213.
- Weber, C.L., Matthews, H.S., 2008. Quantifying the global and distributional aspects of American household carbon footprint. *Ecological Economics* 66, 379–391.
- Wilkinson, R., Pickett, K., 2010. *The spirit level: why equality is better for everyone*. Penguin books, London.

Annexe 2 : Summary of empirical studies on the role of economic inequality in environmental pressure or policy outcomes²²¹

Table A2.1 provides an overview of findings from 14 econometric studies focused on the role of economic inequality in environmental pressure or policy outcomes. These 14 econometric studies test different endogenous variables that lead to 41 different econometric tests. The analyses generally suggest testing the suitability of a particular theoretical explanation and are carried out using a wide variety of endogenous variables and spatio-temporal scales. The endogenous variables tested here relate to different environmental pressures, ranked in the table from the most global to the most local, and environmental policies. The period of analysis extends from the 1960s to the late 2000s. The exogenous variables play out at the regional and national levels. 31 of the 41 tests involve international comparisons, with authors generally mobilising a reduced form of the environmental Kuznets curve's characteristic relationship (including average per capita income and the quadratic form thereof) and supplement this with a variable capturing economic inequality, measured by the ratio 80/20 or the Gini index. Other studies add complexity to the functional form of the relationship by including additional control variables.²²²

These analyses have been identified using a three-step process. First, the authors have reviewed all the studies cited by at least one of the articles that we consider as central in the theoretical part of the paper (Boyce, 1994; Heerink *et al.*, 2001, Scruggs, 1998; Magnani, 2000; Wilkinson and Pickett, 2010). Second, the authors have reviewed all the studies citing the five aforementioned papers through Scopus until August 2014. Finally, the authors have inspected the reference sections of the papers selected through the two preceding steps. At each of the three steps, studies were included if they conformed to the following criteria: 1)

²²¹ Cette annexe est en grande partie extraite de l'article suivant : Alexandre Berthe, Luc Elie. 2015. "Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration". *Ecological Economics* 116, 191-200. Une analyse critique de ces résultats et des propositions empiriques sont développées dans l'article mais ne sont pas reprises dans cette annexe.

²²² These variables can be classified into four types, with the first three applying to all of the types of endogenous variables. The categories include: biophysical and demographic pressures: urbanisation (Jun *et al.*, 2011), population density (Scruggs, 1998, Torras and Boyce, 1998), population (Mikkelsen *et al.*, 2007, Pandit and Laband, 2009); human capital, level of information and technology: number of years of education for each inhabitant (Jun *et al.*, 2011), number of newspapers sold annually (Bimonte, 2002), R&D/GDP spending (Jun *et al.*, 2011); indicators for level of freedom and concentration of power (Clément and Meunié, 2010a, 2010b, Torras and Boyce, 1998, Torras *et al.*, 2011); specific influences on particular variables: measures of biodiversity to explain the pressures faced at this level (Mikkelsen *et al.*, 2007, Holland *et al.*, 2009, Pandit and Laband, 2009), energy consumption explaining CO2 emissions (Baek and Gweisah, 2013), industrial output explaining industrial pollutant waste (Jun *et al.*, 2011), type of geographic area (Torras and Boyce, 1998) explaining air pollution, green R&D explaining number of green technology patents (Vona and Patriarca, 2011).

the paper must be published in a French or English language peer-reviewed scientific journal; 2) the paper must include an econometric study; 3) the endogenous variables used must be measures of environmental pressure or policy; 4) the central exogenous variables mobilised must be measures of economic inequality at regional or national scales.

Table A2.1: Summary of empirical findings from studies analysing economic inequality's effect on environmental pressures and policies

| Dependent variable | Geographic scale | Period of analysis | Inequality measure | Relationship Inequality/Dependent variable | N | Authors |
|--|---------------------------------------|---------------------|--------------------|--|--------|--------------------------------|
| ENVIRONMENTAL PERFORMANCE | | | | | | |
| GENERAL PERFORMANCE | | | | | | |
| Ecological footprint | 180 countries | 1961-2001 | Gini | - (2/3) | 2043 | Torras <i>et al.</i> (2011) |
| Emission score (fertilisers, 4 pollutants) | 17 OECD countries | 1980 | Gini | + (1/2) | 17 | Scruggs (1998) |
| Emission score (fertilisers, 4 pollutants) | 17 OECD countries | 1980 | Ratio 80/20 | NS | 17 | Scruggs (1998) |
| CLIMATE | | | | | | |
| Per capita CO ₂ emissions | 64 countries | 1985 | Gini | - (1/1) | 64 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Per capita CO ₂ emissions | 83 developing or transition countries | 1988-2003 | Gini | NS | 226 | Clément and Meunié (2010b) |
| Per capita CO ₂ emissions | American states | 1967-2008 | Gini | + (LT) + (CT) | 46 | Baek and Gweisah (2013) |
| AIR | | | | | | |
| Air pollution (smoke) | 18-52 cities / 19-42 countries | 1977-1991 | Gini | + (low income) NS (high income) (1/1) | 405 | Torras and Boyce (1998) |
| Industrial gas emissions | Chinese provinces | 1996-2008 | Gini | - (1/1) | 402 | Jun <i>et al.</i> (2011) |
| SO ₂ | 18-52 cities / 19-42 countries | 1977-1991 | Gini | + (low income) - (high income) (1/1) | 1188 | Torras and Boyce (1998) |
| Per capita SO ₂ in urban zones | 31 countries | 1985 | Gini | NS | 31 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| SO ₂ emissions | 83 developing or transition countries | 1988-2003 | Gini | NS | 43-310 | Clément and Meunié (2010a) |
| SO ₂ | 83 developing or transition countries | 1988-2003 | Gini | NS | 205 | Clément and Meunié (2010b) |
| Urban concentrations of SO ₂ | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | Gini | NS | 183 | Scruggs (1998) |
| Urban concentrations of particulate matter | 38 countries | 1985 | Gini | NS | 38 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Particle pollutants | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | Gini | - (1/1) | 160 | Scruggs (1998) |
| Heavy particles | 18-52 cities / 19-42 countries | 1977-1991 | Gini | - (low income) NS (high income) (1/1) | 854 | Torras and Boyce (1998) |
| WATER | | | | | | |
| Emission of industrial wastewater | Chinese provinces | 1996-2008 | Gini | - (1/1) | 402 | Jun <i>et al.</i> (2011) |
| Dissolved oxygen | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | Gini | - (1/1) | 185 | Scruggs (1998) |
| Dissolved oxygen | 287 stations / 58 countries | 1977-1991 | Gini | + (low income) NS (high income) (1/1) | 1931 | Torras and Boyce (1998) |
| Faecal coliforms | 25-29 countries (stations) | 1979-1990 | Gini | NS | 148 | Scruggs (1998) |
| Faecal coliforms | 288 stations / 58 countries | 1977-1991 | Gini | NS (low income) - (high income) (1/1) | 1484 | Torras and Boyce (1998) |
| Organic water pollution | 83 developing or transition countries | 1988-2003 | Gini | - (2/6) | 41-259 | Clément and Meunié (2010a) |
| Water pollution | 83 developing or transition countries | 1988-2003 | Gini | + (1/1) | 182 | Clément and Meunié (2010b) |
| Access to safe water (% pop.) | 82 countries | 1994 | Gini | - (low income) NS (high income) (1/1) | 82 | Torras and Boyce (1998) |
| Access to sanitation (% pop.) | 79 countries | 1994 | Gini | NS (low income) NS (high income) (1/1) | 79 | Torras and Boyce (1998) |
| Urban population without sanitation | 46 countries | 1985 | Gini | + (1/1) | 46 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Population without safe water | 33 countries | 1985 | Gini | + (1/1) | 33 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| SOIL | | | | | | |
| Soil depletion (nitrogen) | 16 countries in Subsaharan Africa | 1983 | Gini | - (1/1) | 16 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Soil depletion (phosphorus) | 16 countries in Subsaharan Africa | 1983 | Gini | - (1/1) | 16 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| BIODIVERSITY | | | | | | |
| Disappearance of forests, in % | 52 countries | 1961-1986 | Gini | + (1/1) | 52 | Heerink <i>et al.</i> (2001) |
| Species under threat (plants, vertebrates) | 50 countries | 1980-1984 | Gini | + (3/3) | 50 | Holland (2009) |
| Species under threat (plants, vertebrates) | 45 countries | 2004 (iv:1989) | Gini | + (3/3) | 45 | Mikkelsen <i>et al.</i> (2007) |
| Species under threat (plants, vertebrates) | 87 countries | 2007 (iv:1990) | Gini | NS | 87 | Pandit and Laband (2009) |
| Decline of residential bird species | 45 American States | 1966-2005 (iv:1969) | Gini | + (3/3) | 45 | Mikkelsen <i>et al.</i> (2007) |
| ENVIRONMENTAL POLICIES | | | | | | |
| Public spending on environmental R&D | 19 OECD countries | 1980-1991 | Gini | NS | 17-52 | Magnani (2000) |
| Public spending on environmental R&D | 19 OECD countries | 1980-1991 | Ratio 80/20 | + then - beyond income threshold (3/6) | 16-49 | Magnani (2000) |
| Per capita public green R&D | OECD countries | 1980-2000 | Gini | - (2/3) | 109 | Vona and Patriarca (2011) |
| Public green R&D/total R&D | OECD countries | 1980-2000 | Gini | - (1/3) | 109 | Vona and Patriarca (2011) |
| Per capita eco-industry revenues | Europe / USA / Canada | 1999-2004 | Gini | - (1/1) | 36 | Vona and Patriarca (2011) |
| Number of environmental PCT/100 inhab. | OECD countries | 1980-2000 | Gini | - (6/9) | 111 | Vona and Patriarca (2011) |
| Percentage of protected zones | 24 European countries | 1996 | Gini | NS | 24 | Bimonte (2002) |

*Regarding the table's annotations: iv: instrumental variable; +/-NS: positive/negative/non-significant correlation; (...): number of models tested as significant/total number of models

References

- Baek, J., Gweisah, G., 2013. Does income inequality harm the environment? Empirical evidence from the United States. *Energy Policy* 62, 1434–1437.
- Bimonte, S., 2002. Information access, income distribution, and the Environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 41, 145–156.
- Boyce, J.K., 1994. Inequality as a cause of environmental degradation. *Ecological Economics* 11, 169–178.
- Clément, M., Meunié, A., 2010. Is inequality harmful for the environment? An empirical analysis applied to developing and transition countries. *Review of social economy* 68, 413–445.

- Clément, M., Meunié, A., 2010b. Inégalités, développement et qualité de l'environnement : mécanismes et application empirique. *Mondes en développement* n° 151, 67–82.
- Heerink, N., Mulatu, A., Bulte, E., 2001. Income inequality and the environment: aggregation bias in environmental Kuznets curves. *Ecological Economics* 38, 359–367.
- Holland T.G., Peterson G.D., Gonzalez A., 2009. A cross-national analysis of how economic inequality predicts biodiversity loss. *Conservation biology* 23, 1304–13.
- Jun, Y., Zhong-kui, Y., Peng-fei, S., 2011. Income Distribution, Human Capital and Environmental Quality: Empirical Study in China. *Energy Procedia* 5, 1689–1696.
- Jun, Y., Zhong-kui, Y., Peng-fei, S., 2011. Income Distribution, Human Capital and Environmental Quality: Empirical Study in China. *Energy Procedia* 5, 1689–1696.
- Magnani, E., 2000. The Environmental Kuznets Curve, environmental protection policy and income distribution. *Ecological Economics* 32, 431–443.
- Mikkelsen, G.M., Gonzalez, A., Peterson, G.D., 2007. Economic inequality predicts biodiversity loss. *Plos One* 2, e444.
- Pandit, R., Laband, D.N., 2009. Economic well-being, the distribution of income and species imperilment. *Biodiversity Conservation* 18, 3219–3233.
- Scruggs, L.A., 1998. Political and economic inequality and the environment. *Ecological Economics* 26, 259–275.
- Torras, M., Boyce, J.K., 1998. Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 25, 147–160.
- Torras, M., Moskalev, S.A., Hazy, J.K., Ashley, A.S., 2011. An econometric analysis of ecological footprint determinants: implications for sustainability. *International Journal of Sustainable Society* 3, 258–275.
- Vona, F., Patriarca, F., 2011. Income inequality and the development of environmental technologies. *Ecological Economics* 70, 2201–2213.
- Wilkinson, R., Pickett, K., 2010. *The spirit level: why equality is better for everyone*. Penguin books, London.

Annexe 3 : Procédure d'échantillonnage et pondération des régressions

Le procédé d'échantillonnage est complexe et est construit à partir d'un échantillon-maître basé sur les enquêtes de recensement de 2000 et actualisé au regard du recensement de 2010. Le schéma de stratification pour la construction de cet échantillon maître est basé sur quatre éléments :

- une dimension administrative : capitale, région métropolitaine et région ou pôles intégrés du développement (RIDES) ;
- une dimension spatiale : aires de pondération, municipalités ;
- une dimension de situation des secteurs de recensement : urbain, rural ;
- une dimension économique : revenu du chef de famille.

Pour la construction de cet échantillon-maître, un échantillonnage est réalisé de manière aléatoire, chaque secteur censitaire²²³ ayant un poids proportionnel au nombre de ménages qui le compose. L'échantillonnage utilisé pour la POF est un sous-échantillon de cet échantillon-maître. La seule différence dans l'échantillonnage de 2002/2003 et celui de 2008/2009 est l'inclusion de la région administrative de Brasilia pour construire l'échantillon. À partir de l'échantillon-maître, le sous-échantillon de secteurs questionnés dans la POF est choisi par tirage aléatoire simple. De même, pour chaque secteur géographique sélectionné dans la POF, un tirage aléatoire simple des domiciles est effectué. L'enquête a été réalisée en 2008/2009 sur quatre trimestres. Le processus a été mis en place pour que des ménages de toutes les strates géographiques et socio-économiques soient interrogés chaque trimestre.

La dimension totale de l'échantillon en 2008/2009 se base sur la volonté d'interroger 12 ménages urbains et 16 ménages ruraux par secteur sélectionné. Le nombre de secteurs sélectionnés est de 4696 sur les 12800 de l'échantillon maître, le nombre de ménages espéré est donc de 59548.

Malgré l'actualisation des adresses des domiciles, une perte moyenne de 15% des ménages sélectionnés a été anticipée et le nombre de domiciles par secteur a donc été augmenté d'autant ; ceci aboutit à la sélection de 13 domiciles dans les secteurs urbains et de 18 domiciles dans les secteurs ruraux.

Une dernière prévision a conduit à modifier le nombre de domiciles par secteur. L'échantillon maître étant basé sur les données du recensement effectué en 2000, la prise en compte de

²²³ Ces secteurs censitaires sont une unité de base mobilisée par l'IBGE pour le découpage du territoire brésilien.

l'arrivée de ménages et de taux de naissance dans certains secteurs a entraîné la majoration du nombre de ménages par secteur jusqu'à un maximum de 28 domiciles interrogés.

Chaque ménage est associé à un facteur d'expansion. Une fois ce facteur d'expansion pris en compte dans les analyses, on retrouve l'univers de départ, c'est-à-dire la population brésilienne.

Tableau A3.1 : Nombre de secteurs sélectionnés et nombre de domiciles espérés, sélectionnés et entrevus

| Unité fédérale | Nombre de secteurs sélectionnés | Nombre de domiciles sélectionnés | | |
|----------------------------|---------------------------------|----------------------------------|--------------|------------|
| | | Espérés | Sélectionnés | Interrogés |
| Brasil | 4696 | 59548 | 68373 | 55970 |
| Rondônia | 73 | 952 | 1090 | 907 |
| Acre | 66 | 848 | 975 | 863 |
| Amazonas | 105 | 1356 | 1531 | 1344 |
| Roraima | 55 | 700 | 868 | 644 |
| Pará | 156 | 2048 | 2375 | 1894 |
| Amapá | 44 | 568 | 704 | 689 |
| Tocantins | 102 | 1308 | 1489 | 1270 |
| Maranhão | 209 | 2656 | 3072 | 2562 |
| Piauí | 153 | 1956 | 2202 | 2056 |
| Ceará | 143 | 1876 | 2178 | 1861 |
| Rio Grande do Norte | 113 | 1428 | 1592 | 1342 |
| Paraíba | 128 | 1620 | 1846 | 1628 |
| Pernambuco | 193 | 2440 | 2823 | 2367 |
| Alagoas | 246 | 3032 | 3345 | 2712 |
| Sergipe | 141 | 1716 | 1956 | 1654 |
| Bahia | 245 | 3164 | 3600 | 3050 |
| Minas Gerais | 439 | 5488 | 6333 | 5028 |
| Espírito Santo | 330 | 4036 | 4543 | 3489 |
| Rio de Janeiro | 171 | 2156 | 2509 | 1938 |
| São Paulo | 294 | 3780 | 4290 | 3623 |
| Paraná | 231 | 2904 | 3272 | 2477 |
| Santa Catarina | 182 | 2304 | 2602 | 2029 |
| Rio Grande do Sul | 189 | 2412 | 2703 | 2210 |
| Mato Grosso do Sul | 166 | 2116 | 2670 | 2247 |
| Mato Grosso | 208 | 2680 | 3126 | 2423 |
| Goiás | 197 | 2532 | 2976 | 2686 |
| Distrito Federal | 117 | 1472 | 1703 | 977 |

Source : Adapté de IBGE (2010, p. 19)

Les pondérations des domiciles sont ajustées par un processus de post-stratification à partir du recensement effectué en 2010 par l'IBGE. Les post-stratifications sont les suivantes : capital, région métropolitaine, et le reste de l'unité fédérale.

Tout au long de nos analyses économétriques, nous utilisons les commandes propres à STATA (svy) pour prendre en compte la méthode d'échantillonnage. Ces corrections permettent de corriger les résultats en prenant en compte la population réelle au sein de chaque strate et correspondant à un échantillon représentatif de la population brésilienne lors du recensement effectué en 2010. L'utilisation de ces commandes se fait par la considération des strates et des pondérations originales mais aussi par la considération des strates et des

pondérations recalculées après l'enquête sur les bases du recensement de 2010. Ainsi, le nombre de *Primary Sampling Units* (PSUs) correspond aux secteurs, leur nombre provient de la stratification décrite précédemment. Pour la post-stratification, nous considérons chaque niveau de post-stratification (capital, région métropolitaine, et le reste de l'unité fédérale) pour chaque État. Au total, il y a donc 3 post-stratifications par État et donc au total 81 strates potentielles. Néanmoins, 17 États n'ont pas de région métropolitaine et le district Fédéral de Brasilia n'est qu'une capitale d'État ce qui aboutit à la présence de 62 strates au total.

Références

IBGE, 2010. *Notas técnicas (POF - 2008/2009)*. IBGE.

Annexe 4 : Mesure de l'accès à l'eau et à l'assainissement – Résultats de l'ACM

Dans les chapitres 3 et 4, nous mobilisons trois variables issues d'une analyse de données. Deux d'entre elles sont construites à partir du premier axe d'une Analyse des Correspondances Multiples (ACM) et une autre à partir d'une classification mixte réalisée sur les résultats de l'ACM. Ces trois variables sont particulièrement importantes puisqu'elles permettent dans le chapitre 3 de confirmer les résultats économétriques obtenus à partir de la variable binaire représentant l'accès à l'eau et à l'assainissement par le fait d'avoir accès par le réseau et d'en être satisfait. Dans le chapitre 4, une des variables créées à partir du premier axe de l'ACM est également utilisée pour permettre d'analyser les inégalités d'accès à ces deux services. Pour ce faire, l'ensemble des coordonnées des ménages associés à l'axe 1 de l'ACM sont considérés comme une variable permettant d'associer une valeur quantitative au niveau d'accès à l'eau et à l'assainissement.

Dans cette annexe, nous reprenons les différents développements associés à cette analyse de données. Pour cela, nous présentons la méthode de l'ACM et décrivons sa pertinence pour nos travaux. Ensuite, nous présentons la variable créée à partir de l'Axe 1 de l'ACM et qui est ensuite considérée comme un indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement dans le chapitre 4. Nous présentons aussi l'indicateur qualitatif créé à partir de cet axe. Enfin, dans la section 3, nous présentons une Classification Ascendante Hiérarchique mixte (CAH mixte) réalisée à partir de l'ACM. Cette classification nous permet de créer une variable qualitative regroupant les individus en trois classes d'accès à l'eau et à l'assainissement.

1. Analyse des Correspondances Multiples : méthode et résultats

L'Analyse des Correspondance Multiples est une méthode de statistique descriptive très utilisée en économie afin de mieux comprendre les données utilisées et les décrire. Cette méthode correspond à l'approche standard lors de la réalisation d'une analyse de données à partir de variables qualitatives. Le principe des analyses de données, comme l'ACM, est de permettre la réduction d'une information multidimensionnelle complexe afin de faire apparaître des informations compréhensibles et traitables par l'analyste. Dans cette section, nous présentons le fonctionnement de cette méthode et décrivons les résultats obtenus dans notre contexte.

1.1 Méthode de l'ACM : présentation succincte

L'ACM, comme présentée par Escofier et Pagès (2008), se base sur l'analyse d'une population de I individus décrits par J variables qualitatives. L'ACM permet alors de réaliser une représentation des individus dans laquelle plus deux individus possèdent des modalités communes plus ils sont proches.

Pour cela, la distance entre deux individus se calcule à partir du tableau disjonctif complet (TDC). Dans ce tableau, les lignes représentent les individus et chaque colonne représente une modalité. La valeur dans le tableau est alors zéro si l'individu ne possède pas la modalité et 1 s'il la possède et s'écrit x_{ik} , i représentant le $i^{\text{ème}}$ individu et k la $k^{\text{ème}}$ modalité. La somme de chaque ligne vaut alors J le nombre de variables existantes (pour chaque variable, un individu à une seule fois la valeur 1). La somme d'une colonne vaut I_k , c'est-à-dire le nombre de fois ou la modalité se répète dans notre échantillon. À partir de ce tableau, la distance entre l'individu i et l'individu l se mesure alors de la façon suivante :

$$d^2(i, l) = \sum_k \frac{IJ}{I_k} \left(\frac{x_{ik}}{J} - \frac{x_{lk}}{J} \right)^2 \quad (\text{A4.1})$$

L'expression $\left(\frac{x_{ik}}{J} - \frac{x_{lk}}{J} \right)^2$ ne diffère de zéro que pour les modalités possédées par un seul individu. La distance entre deux individus croît donc avec le nombre de modalités différentes. Le poids donné à la distance entre deux individus est proportionnel au rapport I/I_k . Ainsi, plus une modalité est rare, plus elle éloigne son possesseur des autres individus.

L'ACM permet aussi d'évaluer des distances entre modalités. Chaque modalité est représentée par le profil de la colonne du TDC lui correspondant. De plus, le centre de gravité du nuage des modalités correspond à une modalité que tous les individus auraient choisie. Ainsi, une modalité rare est toujours loin du centre de gravité du nuage des modalités.

La distance entre deux modalités se définit alors de la sorte :

$$d^2(k, h) = \sum_i I \left(\frac{x_{ik}}{I_k} - \frac{x_{ih}}{I_h} \right)^2 \quad (\text{A4.2})$$

En développant le calcul, on obtient²²⁴ :

²²⁴ Pour les démonstrations mathématiques, voir Escofier et Pagès (2008).

$$d^2(k, h) = \frac{I}{I_k I_h} [N] \quad (\text{A4.3})$$

Avec N le nombre d'individus ne possédant qu'une seule des deux modalités h ou k

À partir de cette nouvelle écriture, on voit que l'écart entre deux modalités augmente avec le nombre d'individus qui possèdent une seule des deux modalités. Pour montrer qu'une modalité rare est plus éloignée que les autres du centre de gravité, on calcule la distance entre le centre de gravité et la modalité et on obtient :

$$d^2(k, G_K) = \frac{I}{I_k} - 1 \quad (\text{A4.5})$$

Une modalité rare sera donc plus éloignée du centre de gravité puisque la distance augmente quand le nombre d'individus possédant la modalité k diminue.

1.2 Résultats de l'ACM sur l'accès à l'eau et l'assainissement

Dans la suite, nous présentons les résultats de l'ACM obtenus à partir des données issues de l'enquête sur le budget des ménages de l'IBGE. Nous appliquons l'ACM sur les 5 variables qualitatives associées à l'eau et à l'assainissement et présentées dans le chapitre 3. L'échantillon de ménages correspond à ceux enquêtés dans les régions Nord et Nordeste. Cette analyse est donc réalisée sur un total de 26 521 ménages. Nous commentons de manière succincte les résultats obtenus dans cette sous-section, cette première étape étant principalement utilisée pour la construction d'indicateurs plutôt que pour l'analyse en elle-même. L'analyse détaillée des résultats utilisés dans la thèse est présentée dans les sections suivantes.

Le tableau A4.1 présente les coordonnées, les contributions²²⁵ et les cosinus carrés²²⁶ des modalités utilisées pour construire l'ACM. Ce tableau nous permet donc d'identifier le positionnement des différentes modalités sur les deux premiers axes de l'ACM, mais aussi la qualité de leur représentation sur ces axes.

²²⁵ La contribution d'une modalité correspond à la part de cette modalité dans l'inertie totale de l'axe considéré, appelé également contribution absolue de la modalité.

²²⁶ Les cosinus carrés permettent d'évaluer la qualité de la représentation de la modalité sur l'axe considéré. Plus le cosinus carré est élevé, moins les distances associées à cette modalité ne seront modifiées par sa projection sur l'axe. Il est également appelé contribution relative de la modalité.

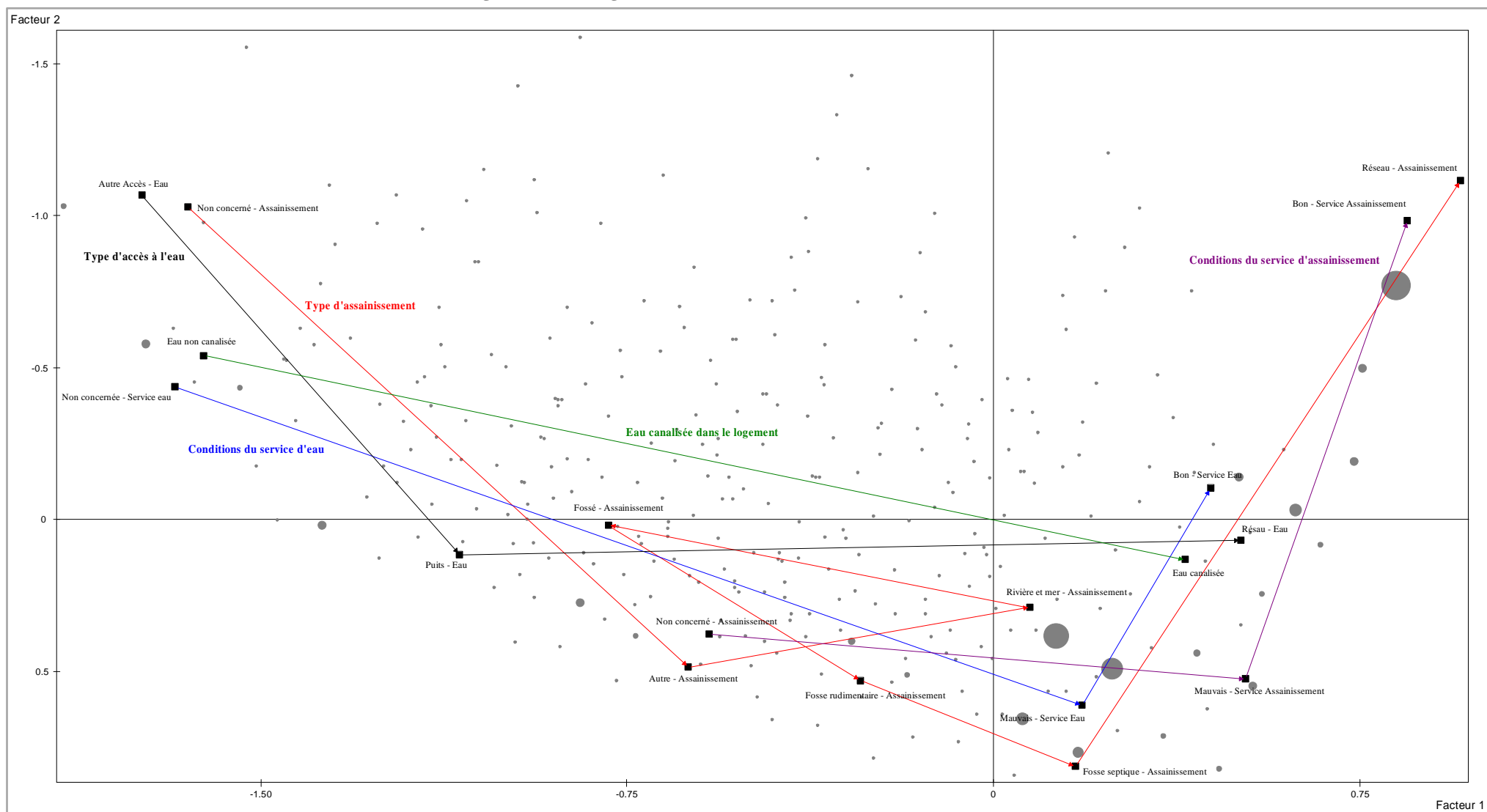
Tableau A4.1 : Coordonnées, contributions et cosinus carrés des modalités par ACM

| Libellé | Coord. Axe 1 | Coord. Axe 2 | Contrib. Axe 1 | Contrib. Axe 2 | Cos ² Axe 1 | Cos ² Axe 2 |
|---------------------------------------|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|---------------------------|---------------------------|
| Service d'eau | | | | | | |
| <i>Bon</i> | 0,45 | -0,1 | 4,01 | 0,46 | 0,28 | 0,02 |
| <i>Mauvais</i> | 0,18 | 0,61 | 0,26 | 6,3 | 0,01 | 0,11 |
| <i>Non concerné</i> | -1,68 | -0,44 | 17,49 | 2,54 | 0,62 | 0,04 |
| <i>Total</i> | | | 21,76 | 9,3 | | |
| Service d'assainissement | | | | | | |
| <i>Bon</i> | 0,85 | -0,98 | 7,25 | 20,89 | 0,3 | 0,4 |
| <i>Mauvais</i> | 0,52 | 0,52 | 1,35 | 2,98 | 0,05 | 0,05 |
| <i>Non concerné</i> | -0,58 | 0,38 | 6,5 | 5,87 | 0,43 | 0,18 |
| <i>Total</i> | | | 15,09 | 29,75 | | |
| Types d'accès dans le logement | | | | | | |
| <i>Eau canalisée</i> | 0,39 | 0,13 | 4,25 | 1 | 0,63 | 0,07 |
| <i>Eau non canalisée</i> | -1,62 | -0,54 | 17,53 | 4,14 | 0,63 | 0,07 |
| <i>Total</i> | | | 21,78 | 5,15 | | |
| Type d'accès à l'eau | | | | | | |
| <i>Réseau</i> | 0,51 | 0,07 | 6,28 | 0,24 | 0,63 | 0,01 |
| <i>Puits</i> | -1,09 | 0,12 | 9,02 | 0,22 | 0,34 | 0 |
| <i>Autre</i> | -1,74 | -1,07 | 7,18 | 5,76 | 0,22 | 0,08 |
| <i>Total</i> | | | 22,48 | 6,22 | | |
| Type d'assainissement | | | | | | |
| <i>Réseau</i> | 0,96 | -1,12 | 8,09 | 23,58 | 0,32 | 0,43 |
| <i>Fosse septique</i> | 0,17 | 0,81 | 0,22 | 10,77 | 0,01 | 0,19 |
| <i>Fosse rudimentaire</i> | -0,27 | 0,53 | 0,92 | 7,55 | 0,04 | 0,16 |
| <i>Fossé</i> | -0,79 | 0,02 | 0,63 | 0 | 0,02 | 0 |
| <i>Rivière ou mer</i> | 0,07 | 0,29 | 0 | 0,13 | 0 | 0 |
| <i>Autre</i> | -0,63 | 0,48 | 0,12 | 0,15 | 0 | 0 |
| <i>Non concerné</i> | -1,65 | -1,03 | 8,91 | 7,4 | 0,29 | 0,11 |
| <i>Total</i> | | | 18,89 | 49,59 | | |

Source : Auteurs – ACM réalisée sous SPAD à partir des données POF-IBGE

À partir de ce travail, la Figure A4.1 permet une représentation graphique de cette information en regroupant les nuages des individus et des modalités associés à nos données. Dans notre cas, les nombres de modalités et de variables étant relativement faibles, certains individus seront confondus dans les représentations que nous proposerons. En effet, certains individus possèdent les mêmes caractéristiques pour les cinq variables étudiées. Dans cette représentation graphique, la taille des points associés aux individus est proportionnelle au nombre d'individus superposés sur ce point.

FigureA4.1 : Nuages des individus et des modalités issus de l'ACM



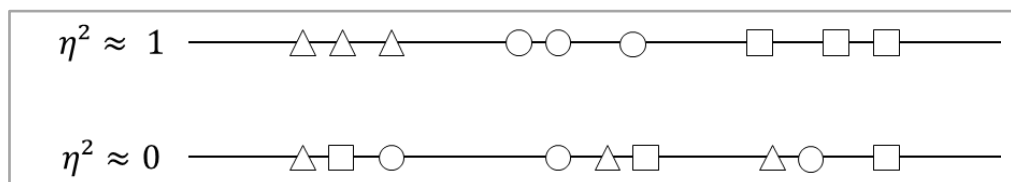
Source : Auteur.

Ces divers éléments nous montrent le fait que le premier axe factoriel associe de droite à gauche dans la figure ci-dessus des individus ayant un accès de plus en plus qualitatif. Cet axe serait donc intéressant comme indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement et c'est cette possibilité que nous évaluerons dans la section suivante. Concernant le deuxième axe factoriel, les variables associées à l'assainissement sont celles qui y contribuent le plus. Le fait d'avoir accès pas le réseau ou une fosse septique et en être satisfait est associé à des valeurs positives sur cet axe alors que le fait d'avoir accès par une fosse rudimentaire est associé à des valeurs négatives.

2. Indicateur quantitatif d'accès à l'eau et à l'assainissement : analyse du premier axe factoriel

La création d'un indicateur à partir de données qualitatives peut se faire de diverses manières. La plupart des méthodes communément utilisées sont basées sur des jugements de valeur concernant la pondération à associer aux différentes variables constitutives de l'indicateur. L'avantage associé au fait d'utiliser une ACM pour construire cette variable est de proposer une pondération s'appuyant uniquement sur cette méthode statistique. En outre, elle permet de capter le maximum d'inertie possible sur un axe. En effet, par construction, les facteurs de l'ACM constituent les variables synthétiques les plus liées aux variables initiales. Cette méthode se base sur l'analyse du rapport de corrélation qui évalue le lien entre une variable numérique (axe factoriel) et une variable qualitative (Escofier et Pagès, 2008). Le carré de ce rapport (noté η^2) varie entre 0 et 1. S'il est proche de 1, les individus partageant une même modalité pour une variable sont très proches et les groupes d'individus avec des modalités différentes sont très éloignés sur l'axe concerné (Figure A4.2).

Figure A4.2 : Représentation de 9 individus sur un axe factoriel pour deux valeurs de η^2



Source : Auteur, à partir de Escofier et Pagès (2008, p. 97). Chaque symbole représente des individus avec des modalités différentes pour une variable donnée. Le trait représente une variable numérique et, en particulier, un axe factoriel

L'ACM permet de maximiser la moyenne des carrés des rapports de corrélation entre l'axe factoriel et les variables qualitatives initiales. Ainsi, l'ACM permet donc de maximiser l'inertie du nuage des individus représenté sur le premier axe factoriel. Ce premier axe est donc celui qui capte le maximum d'inertie possible par une variable synthétique quantitative à partir de l'information issue des cinq variables qualitatives initialement mobilisées. Il est donc

logique d'utiliser ce premier axe pour notre étude. Néanmoins, il faut s'assurer que cet axe représente une information pertinente pour mesurer l'accès à l'eau et à l'assainissement des ménages. Il convient d'analyser comment se répartissent les individus et les modalités au regard de ce premier axe factoriel.

Les coordonnées des individus sur le premier axe nous donnent une information sur l'accès à l'eau et à l'assainissement pour chaque ménage. Les valeurs associées aux individus sur cet axe sont comprises entre -1,90 et 0,82. Sur le nuage des modalités, toutes les modalités hormis pour la variable caractérisant le type d'assainissement sont classées dans un ordre allant d'un accès le plus faible au plus élevé. Ceci peut s'identifier sur la Figure A4.1 mais également au sein du Tableau A4.1. En effet, dans ce tableau, de la modalité d'une variable écrite en premier qui est associée au meilleur accès jusqu'à la dernière modalité qui caractérise le moins bon accès, les coordonnées de ces modalités sur le premier axe vont de la valeur la plus élevée à la valeur la plus faible. Par exemple, pour la variable sur l'accès à l'eau, la modalité avec la coordonnée sur l'axe 1 la plus faible est « autre », ensuite, la deuxième est la modalité « puits » et enfin la troisième correspond à l'accès par le réseau. Concernant la variable sur l'assainissement, on retrouve l'ordre des modalités suivant du plus faible au plus élevé sur le premier axe factoriel :

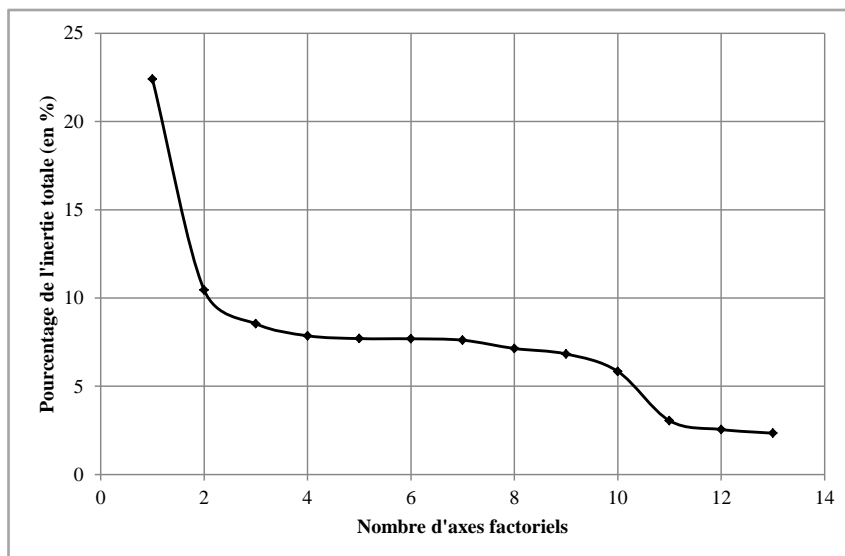
1. Pas d'assainissement
2. Fossé, Autre, Fosse rudimentaire, Rivière
3. Fosse septique
4. Réseau

Ce classement correspond à un classement du moins bon au meilleur accès. En revanche, le classement des modalités « Fossé », « Autre », « Fosse Rudimentaire » et « Rivière ou mer » n'est pas celui attendu *a priori*. Néanmoins, peu d'arguments normatifs peuvent permettre de classer ces modalités et l'ordre n'a donc pas d'importance pour la création de l'indicateur. Une échelle de valeurs ne pouvant être clairement définie, nous pourrions proposer de regrouper ces quatre modalités dans une seule modalité « autre ». Cette décision ne change pas fortement les résultats obtenus, le lien entre le premier axe factoriel obtenu dans cette configuration et celui utilisé dans le reste de l'annexe est caractérisé par un coefficient de corrélation de 0,998.

La lecture des coordonnées nous permet donc de considérer cet axe factoriel comme un indicateur de l'accès à l'eau et à l'assainissement intéressant. De plus, ce premier axe factoriel capte 22,4 % de l'inertie totale du nuage des points. Cette valeur est relativement importante

et il y a un saut entre la valeur pour cet axe et celle pour les axes suivants comme nous pouvons l'apprécier dans la Figure A4.3. Cet axe capte donc une part importante de l'information associée aux variables qualitatives d'origine.

Figure A4.3 : Pourcentage de l'inertie totale en fonction du nombre d'axes



Source : Auteur.

Enfin, concernant la contribution des différentes modalités, nous pouvons observer que de nombreuses modalités contribuent à la formation du premier axe factoriel, même si les modalités extrêmes (très bonne qualité / très mauvaise qualité des services) sont celles qui y contribuent le plus.

Pour mettre en place une mesure des inégalités environnementales à partir de cet indicateur, il convient de le modifier afin qu'il représente une quantité d'accès à l'eau et à l'assainissement. Pour ce faire, nous soustrayons aux coordonnées du premier axe factoriel la valeur minimale observée sur cet axe :

$$I = \text{Valeur réelle} - \text{Valeur Minimale}$$

Le fait de commencer notre indicateur à partir d'une valeur nulle fait sens. En effet, l'individu minimisant la valeur de l'indicateur brut n'a aucun accès aux services d'eau et d'assainissement. On associe donc la valeur « 0 » pour cet individu. Ainsi, dans le chapitre 4, nous faisons l'hypothèse que l'indicateur ainsi généré représente une quantité d'accès aux services d'eau et d'assainissement des ménages. C'est donc cet indicateur que nous mobilisons tout au long du chapitre 4 pour comprendre les inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement.

Nous partageons également la population en quartiles à partir de la valeur obtenue pour cet indicateur. Cet indicateur discrétisé est mobilisé dans l'analyse économétrique du chapitre 3 pour contrôler les résultats associés à la variable WSS. Au sein de ce chapitre 3, nous proposons également l'analyse d'une variable obtenue par classification à partir de l'ACM. La création de cette variable est présentée dans la section suivante.

3. Classification mixte sur les résultats de l'ACM : quel apport ?

Pour la réalisation de nos analyses économétriques, une autre méthode peut être utilisée pour créer une variable décrivant l'accès à l'eau et à l'assainissement. Ainsi, nous proposons de grouper les ménages ayant des caractéristiques similaires grâce à une méthode de classification.

3.1 Classification Ascendante Hiérarchique mixte : présentation de la méthode

La classification des données permet de regrouper les individus au sein de sous-groupes les plus homogènes possibles. Ainsi, par ces méthodes, les individus ayant des caractéristiques communes sont associés à un même sous-groupe. Dans cette thèse, nous mobilisons une méthode de Classification Ascendante Hiérarchique mixte (CAH mixte)²²⁷. Cette méthode repose sur la combinaison d'une méthode des nuées dynamiques et d'une Classification Ascendante Hiérarchique. Ainsi, un pré-regroupement est réalisé par la méthode des nuées dynamiques, puis une CAH est réalisée à partir de ces pré-regroupements. Cette méthode combine les avantages des deux approches puisqu'elle est relativement rapide et donc adaptée au traitement de données ménages (comme la méthode des nuées dynamiques) et fournit des classifications emboîtées permettant de choisir le nombre de classes retenu (comme la CAH)²²⁸.

3.2 Résultats et choix de la variable

Cette CAH mixte ne fournit pas directement un regroupement unique des individus en classes. Ainsi, différents regroupements possibles peuvent être proposés. Le choix du regroupement approprié dépend de deux éléments : le nombre d'axes factoriels retenus pour la réalisation de la classification et, une fois cette première étape effectuée, le nombre de classes retenues. En effet, la CAH mixte propose une classification unique k groupes. En revanche, cette méthode ne permet pas de déterminer le nombre de groupes k optimal.

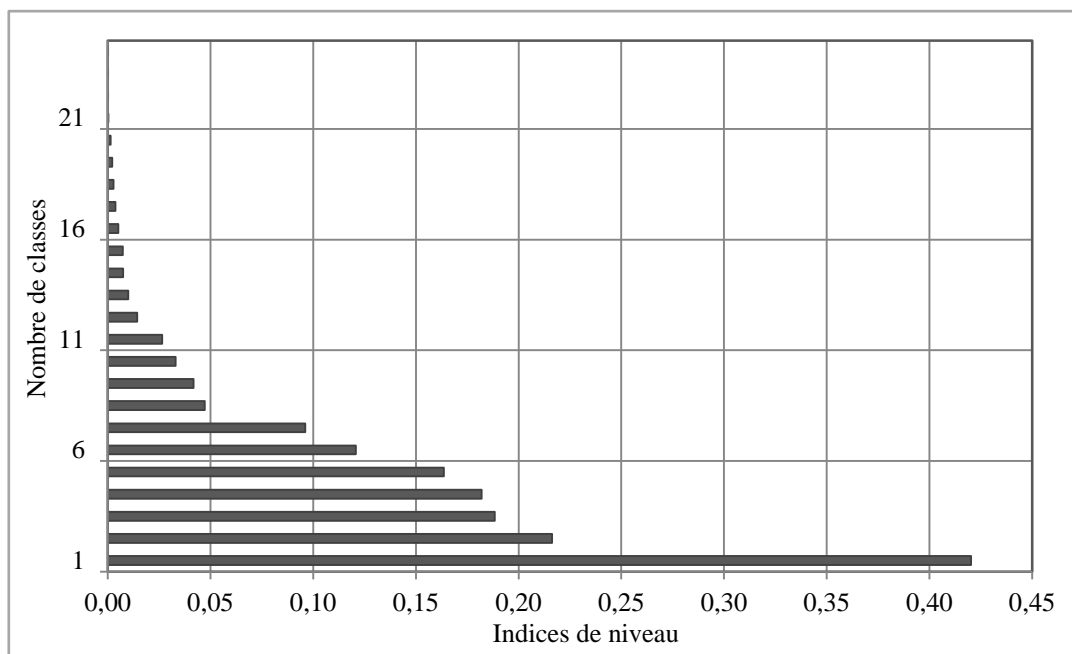
²²⁷ L'ensemble de ces calculs sont réalisés à partir du logiciel SPAD. La CAH mixte correspond à la méthode utilisée par défaut dans ce logiciel (Méthode dénommée SEMIS).

²²⁸ Pour plus de détails sur cette méthode, voir Lebart et al. (2000).

Concernant le choix des axes factoriels utilisés, il faut réunir suffisamment d'informations mais ne pas capter le « bruit » associé aux derniers axes. Différents seuils sont proposés dans la littérature sur l'analyse des données (Le Lan, 2005). Dans ce travail, nous prenons en compte uniquement les axes captant plus que l'inertie moyenne qu'un axe peut capter. Ici, l'ACM comporte 13 axes et, donc, un axe capte en moyenne 7,7% (100/13) de l'inertie totale. Nous conservons donc les sept premiers axes factoriels pour la réalisation de notre CAH mixte ce qui correspond à une part cumulée de l'inertie totale de 72%.

Le choix du nombre de classes se fait généralement à partir de l'observation d'un histogramme des indices de niveau en fonction du nombre de classes. Chaque barre de ce diagramme représente la perte d'inertie associée à l'agrégation, c'est-à-dire au regroupement par classe. Ainsi, la différence entre l'indice de niveau associé à 5 classes et celui associé à 4 classes représente la perte d'inertie lors du passage de 5 à 4 classes. En général, le nombre de classes retenues se situe en amont d'un saut important entre deux indices de niveaux. Par exemple, dans notre cas, nous pouvons observer sur la Figure A4.4 des sauts entre les regroupements en 2 et 3 classes, ceux en 5 et 6 classes et ceux en 7 et en 8 classes²²⁹. Trois regroupements peuvent donc être choisis : en 3 classes, en 6 classes et en 8 classes.

Figure A4.4 : Histogramme des indices de niveau en fonction du nombre de classes

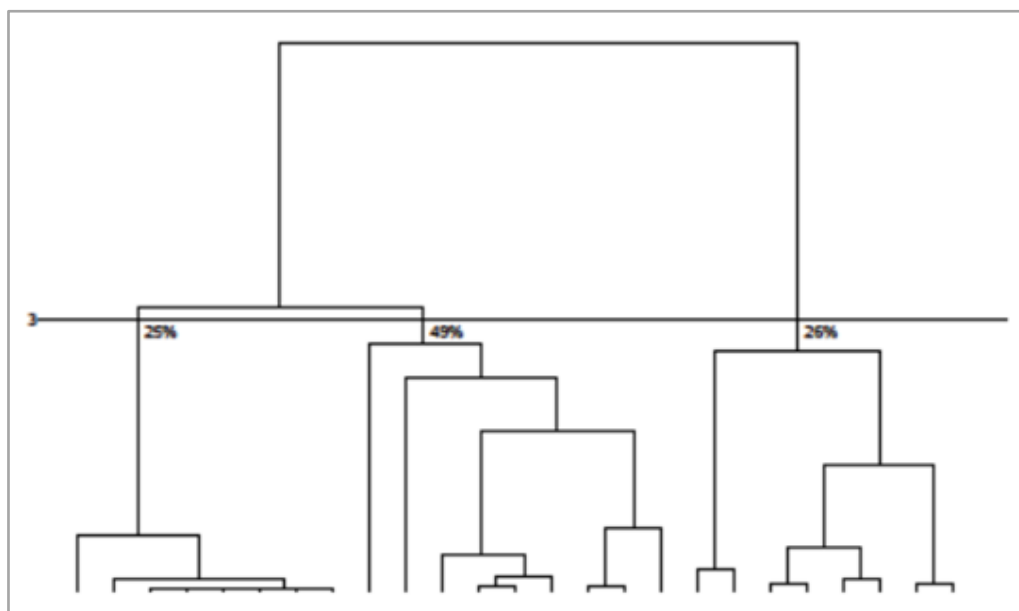


Source : Auteur.

²²⁹ La différence entre les partitions en 1 ou 2 classes n'est pas évoquée ici, la classification en deux groupes étant rarement intéressante, puisqu'elle ne permet pas de conserver une grande diversité d'information. La procédure automatique de coupure de l'arbre proposé par le logiciel SPAD fournit les mêmes partitions que celles identifiées à partir de la lecture de l'histogramme des indices de niveau.

Étant donné, la difficulté d'interprétation d'une classification en 6 ou en 8 classes et l'existence dans ces cas de classes avec des effectifs très réduits, nous retenons une classification en 3 groupes. Le dendrogramme associé à cette coupure est présenté dans la figure ci-dessous.

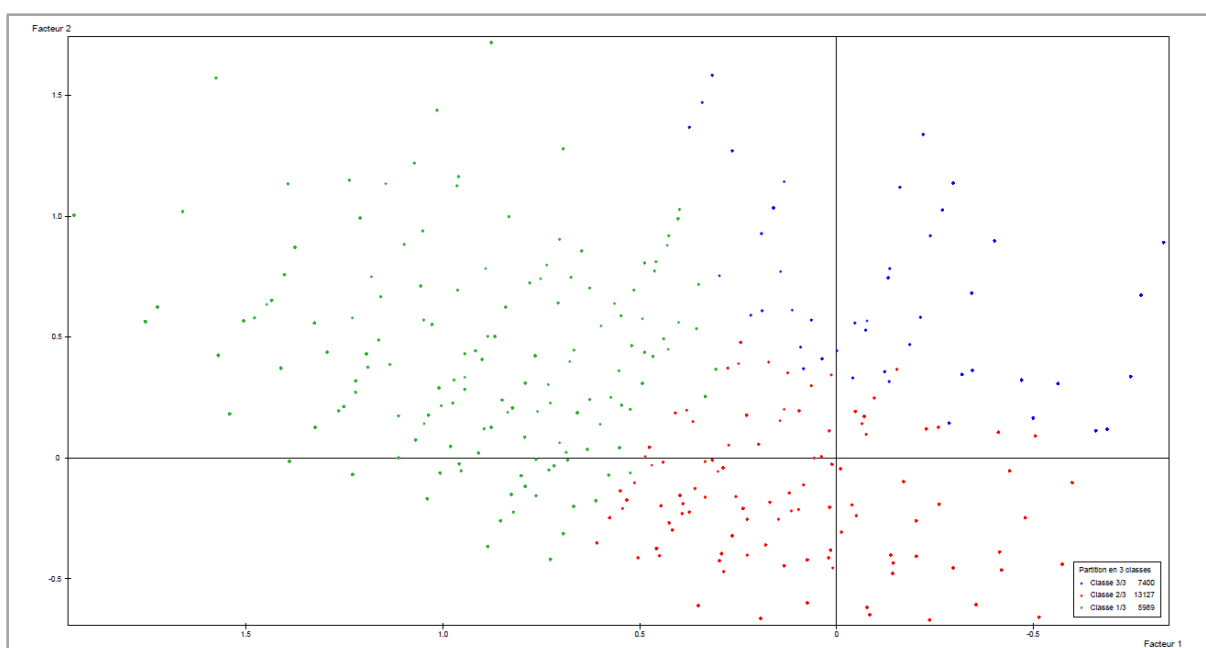
Figure A4.5 : Dendrogramme associé à la coupure de l'arbre en 3 classes



Source : Auteur.

Ensuite, lorsque le choix du nombre de classes est arrêté, il faut décrire chacun des groupes d'individus générés. Ces trois groupes sont représentés sur la Figure A4.6 et nous pouvons succinctement les décrire afin d'aider à l'interprétation des résultats dans le chapitre 3.

Figure A4.6 : Graphique représentant les différents groupes identifiés à l'aide de la CAH mixte



Source : Auteur.

Ainsi, nous pouvons voir sur cette figure que les individus des groupes se répartissent sur l'axe 1 de la façon suivante : classe 1 puis classe 2 puis classe 3. Nous considérons donc que le groupe 1 est associé à un accès de mauvaise qualité, le groupe 2 à un accès intermédiaire et le groupe 3 a un bon accès. Sur l'axe 2, nous pouvons voir que les individus des classes 1 et 3 se retrouvent principalement dans le haut du cadran et les individus de la classe 2 dans le bas du cadran. Ainsi, les individus de ce groupe semblent caractériser par des systèmes d'assainissement intermédiaire et semblent considérer ces services comme étant plutôt de mauvaise qualité.

Références

Escofier, B., Pagès, J., 2008. *Analyses factorielles simples et multiples*. Dunod, Paris.

Lebart, L., Morineau, A., Piron, M., 2000. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Dunod, Paris.

Le Lan, R., 2005. Analyse des données et classification sur données d'enquête. Choix sur les variables, le nombre de classes et le nombre d'axes. *Actes des JMS 2005*.

Annexe 5 : Test de VIF et tableau de corrélation**Tableau A5.1 : Graphique représentant les différents groupes identifiés à l'aide de la CAH mixte**

| Variable | VIF | 1/VIF |
|-------------------------|------------|--------------|
| Minas Gerais/MG | 6,05 | 0,17 |
| São Paulo/SP | 4,76 | 0,21 |
| Espírito Santo/ES | 4,65 | 0,21 |
| Bahia/BA | 4,19 | 0,24 |
| Alagoas/AL | 3,88 | 0,26 |
| Goiás/GO | 3,85 | 0,26 |
| Maranhão/MA | 3,72 | 0,27 |
| Paraná/PR | 3,64 | 0,27 |
| Mato Grosso/MT | 3,57 | 0,28 |
| Pernambuco/PE | 3,49 | 0,29 |
| Blanc (peau) | 3,39 | 0,29 |
| Mato Grosso do Sul/MS | 3,39 | 0,30 |
| Rio Grande do Sul/RS | 3,39 | 0,30 |
| Métis (Peau) | 3,26 | 0,31 |
| Santa Catarina/SC | 3,22 | 0,31 |
| Piauí/PI | 3,22 | 0,31 |
| Rio de Janeiro/RJ | 3,09 | 0,32 |
| Pará/PA | 3,02 | 0,33 |
| Ceará/CE | 2,99 | 0,33 |
| Sergipe/SE | 2,79 | 0,36 |
| Paraíba/PB | 2,76 | 0,36 |
| Age | 2,71 | 0,37 |
| Amazonas/AM | 2,47 | 0,40 |
| Rio Grande do Norte/RN | 2,45 | 0,41 |
| Employé public | 2,42 | 0,41 |
| Tocantins/TO | 2,39 | 0,42 |
| Proportion de retraités | 2,30 | 0,43 |
| Basique | 2,09 | 0,48 |
| Moyenne | 2,08 | 0,48 |
| Distrito Federal/DF | 2,06 | 0,48 |
| Proportion de mineurs | 1,99 | 0,50 |
| Acre/AC | 1,93 | 0,52 |
| Propre compte | 1,92 | 0,52 |
| Taille du ménage | 1,86 | 0,54 |
| Capital de l'Etat | 1,82 | 0,55 |
| Amapá/AP | 1,77 | 0,56 |
| Roraima/RR | 1,74 | 0,58 |
| Employé privé | 1,71 | 0,59 |
| Urbain hors capital | 1,70 | 0,59 |
| Supérieure | 1,70 | 0,59 |
| Revenu par tête | 1,33 | 0,75 |
| Femme | 1,25 | 0,80 |
| Employeur | 1,20 | 0,83 |
| Indigène | 1,13 | 0,89 |
| Locataire | 1,10 | 0,91 |
| Asiatique | 1,06 | 0,95 |

Source: Authors.

Tableau A5.2 : Tableau de corrélations entre les variables explicatives

| | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. | 7. | 8. | 9. | 10. | 11. | 12. | 13. | 14. | 15. | 16. | 17. | 18. | 19. | 20. | 21. | |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--|
| 1. | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2. | -0,213 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3. | -0,232 | 0,597 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4. | 0,116 | -0,317 | -0,419 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 5. | 0,140 | -0,018 | -0,035 | -0,030 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6. | -0,033 | -0,032 | -0,010 | 0,011 | -0,581 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 7. | 0,019 | -0,081 | 0,013 | -0,114 | 0,093 | 0,073 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 8. | -0,010 | -0,113 | -0,009 | 0,101 | 0,101 | 0,050 | 0,022 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | | |
| 9. | 0,098 | -0,098 | -0,404 | 0,696 | -0,023 | 0,004 | -0,206 | 0,125 | 1,000 | | | | | | | | | | | | | |
| 10. | -0,172 | 0,081 | 0,021 | 0,064 | -0,124 | -0,009 | -0,091 | -0,058 | 0,129 | 1,000 | | | | | | | | | | | | |
| 11. | 0,003 | -0,036 | 0,053 | -0,191 | 0,098 | 0,039 | 0,108 | -0,013 | -0,287 | -0,567 | 1,000 | | | | | | | | | | | |
| 12. | 0,380 | -0,069 | -0,069 | -0,032 | 0,155 | -0,028 | 0,055 | 0,039 | -0,026 | -0,341 | -0,141 | 1,000 | | | | | | | | | | |
| 13. | -0,045 | 0,012 | 0,114 | -0,262 | 0,026 | 0,017 | 0,123 | -0,213 | -0,369 | -0,053 | 0,162 | -0,021 | 1,000 | | | | | | | | | |
| 14. | 0,060 | 0,007 | 0,073 | -0,143 | 0,047 | 0,014 | 0,027 | 0,158 | -0,130 | -0,125 | 0,044 | 0,164 | -0,281 | 1,000 | | | | | | | | |
| 15. | 0,162 | 0,006 | -0,015 | -0,023 | -0,009 | 0,014 | 0,002 | -0,076 | -0,005 | -0,032 | 0,034 | 0,068 | -0,114 | -0,075 | 1,000 | | | | | | | |
| 16. | -0,051 | 0,073 | 0,039 | -0,078 | -0,046 | -0,078 | -0,048 | -0,176 | -0,030 | 0,105 | -0,051 | -0,070 | -0,378 | -0,248 | -0,101 | 1,000 | | | | | | |
| 17. | 0,172 | -0,111 | -0,109 | 0,068 | -0,023 | 0,050 | 0,014 | -0,010 | 0,065 | -0,036 | 0,029 | 0,140 | 0,007 | -0,032 | 0,072 | -0,018 | 1,000 | | | | | |
| 18. | 0,030 | -0,013 | -0,011 | 0,017 | 0,016 | -0,011 | -0,002 | 0,010 | 0,010 | -0,022 | 0,010 | 0,034 | -0,003 | -0,001 | 0,031 | -0,007 | -0,057 | 1,000 | | | | |
| 19. | -0,143 | 0,101 | 0,102 | -0,063 | -0,003 | -0,029 | -0,012 | -0,004 | -0,059 | 0,040 | -0,021 | -0,119 | -0,007 | 0,018 | -0,054 | 0,027 | -0,808 | -0,068 | 1,000 | | | |
| 20. | -0,014 | 0,031 | 0,027 | -0,007 | -0,001 | -0,042 | -0,012 | 0,005 | -0,008 | -0,011 | -0,004 | -0,015 | -0,020 | 0,007 | -0,012 | 0,006 | -0,071 | -0,006 | -0,084 | 1,000 | | |
| 21. | -0,005 | 0,011 | -0,004 | -0,006 | 0,018 | -0,006 | 0,010 | 0,003 | -0,003 | -0,008 | -0,003 | 0,002 | -0,004 | 0,000 | -0,003 | 0,002 | -0,048 | -0,004 | -0,057 | -0,005 | 1,000 | |

Source : Auteur.

Avec le codage suivant :

| | | | |
|--|-------------------------|----------------------------|--|
| 1. Revenu par tête (milliers de Réais) | 7. Locataire | 12. Education (Supérieure) | 17. Couleur de peau/Ethnie (Blanc) |
| 2. Taille du ménage | 8. Femme | 13. CSP (Employé public) | 18. Couleur de peau/Ethnie (Asiatique) |
| 3. Proportion d'enfants | 9. Age | 14. CSP (Employé privé) | 19. Couleur de peau/Ethnie (Métis) |
| 4. Proportion de personnes âgées | 10. Education (Basique) | 15. CSP (Employeur) | 20. Couleur de peau/Ethnie (Indigène) |
| 5. Niveau urbain (Capital de l'Etat) | 11. Education (Moyenne) | 16. CSP (Propre compte) | 21. Couleur de peau/Ethnie (Non exprimé) |
| 6. Niveau urbain (Urbain hors capital) | | | |

Annexe 6 : Présentation des effets marginaux associés aux régressions économétriques du chapitre 3

Tableau A6.1 : Effets marginaux pour le Tableau 17 : Régressions sur deux sous-échantillons régionaux

| | 1. | 2. | 3. |
|---|-------------------------------|---------|---------|
| | Effets marginaux ^o | | |
| Caractéristiques du ménage | | | |
| Taille du ménage | 0,004 | - 0,001 | 0,011 |
| Proportion d'enfants | - 0,072 | - 0,035 | - 0,078 |
| Proportion de personnes âgées | 0,002 | - 0,013 | 0,007 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | |
| Capital de l'Etat | 0,705 | 0,380 | 0,675 |
| Urbain hors capital | 0,445 | 0,159 | 0,573 |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,019 | 0,007 | 0,024 |
| Locataire | 0,087 | 0,029 | 0,106 |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | |
| Femme | 0,017 | 0,006 | 0,092 |
| Age | 0,002 | 0,000 | 0,010 |
| Age au carré (/1000) | 0,000 | 0,000 | 0,001 |
| Education (Aucune) | | | |
| Basique | 0,016 | 0,014 | 0,008 |
| Moyenne | 0,082 | 0,035 | 0,087 |
| Supérieure | 0,148 | 0,075 | 0,150 |
| CSP (Non rémunéré) | | | |
| Employé public | 0,012 | 0,015 | 0,006 |
| Employé privé | 0,010 | 0,007 | 0,010 |
| Employeur | 0,029 | 0,012 | 0,033 |
| Propre compte | - 0,013 | 0,004 | - 0,027 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | |
| Blanc | 0,097 | 0,033 | 0,122 |
| Asiatique | 0,156 | 0,041 | 0,180 |
| Métis | 0,032 | 0,019 | 0,025 |
| Indigène | 0,003 | - 0,015 | 0,037 |
| Non exprimée | 0,061 | 0,066 | 0,020 |

^o dy/dx est pour un changement discret de 0 à 1 pour les variables dummies

Source : Auteur. Dataset: POF 2008-2009 (IBGE)

Tableau A6.2 : Effets marginaux pour le Tableau 18 : Régressions avec différentes spécifications du revenu

| | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. |
|---|-------------------------------|-------|-------|-------|---------|
| | Effets marginaux [°] | | | | |
| Constante | | | | | |
| Représentations du revenu | | | | | |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,019 | | | | |
| Classif. de revenus IBGE (réf rev. faibles) | | | | | |
| Classe 2 | | 0,063 | | | |
| Classe 3 | | 0,124 | | | |
| Classe 4 | | 0,177 | | | |
| Classe 5 | | 0,226 | | | |
| Classe 6 | | 0,305 | | | |
| Classe 7 | | 0,282 | | | |
| Classe 8 | | 0,273 | | | |
| Quintiles de revenus (réf: revenus faibles) | | | | | |
| Deuxième quintile | | | 0,060 | | |
| Troisième quintile | | | 0,107 | | |
| Quatrième quintile | | | 0,150 | | |
| Cinquième quintile | | | 0,224 | | |
| Splines de revenus (Effet total) | | | | 0,315 | |
| | | | | 0,318 | |
| | | | | 0,177 | |
| | | | | 0,176 | |
| | | | | 0,007 | |
| Splines de revenus (Effet marginal) | | | | | 0,315 |
| | | | | | 0,003 |
| | | | | | - 0,141 |
| | | | | | - 0,001 |
| | | | | | - 0,169 |

[°] dy/dx correspond à une modification de 0 à 1 pour les dummies

Source : Auteur. Base de données : POF 2008-2009 (IBGE)

Tableau A6.3 : Effets marginaux pour le Tableau 19 – Comparaison de variables endogènes binaires

| | 1. | 2. | 3. |
|---|-------------------------------|-------|---------|
| | Effets marginaux ^o | | |
| Caractéristiques du ménage | | | |
| Taille du ménage | 0,004 | 0,006 | 0,002 |
| Proportion d'enfants | - 0,072 | 0,081 | - 0,082 |
| Proportion de personnes âgées | 0,002 | 0,035 | 0,026 |
| Niveau urbain (Ref : Rural) | | | |
| Capital de l'Etat | 0,705 | 0,726 | 0,562 |
| Urbain hors capital | 0,445 | 0,608 | 0,410 |
| Revenu par tête (milliers de Réais) | 0,019 | 0,033 | 0,023 |
| Locataire | 0,087 | 0,136 | 0,112 |
| Caractéristiques du chef de ménage | | | |
| Femme | 0,017 | 0,038 | 0,013 |
| Age | 0,002 | 0,004 | 0,003 |
| Age au carré (/1000) | 0,000 | 0,001 | - 0,001 |
| Education (Aucune) | | | |
| Basique | 0,016 | 0,015 | 0,022 |
| Moyenne | 0,082 | 0,118 | 0,087 |
| Supérieure | 0,148 | 0,159 | 0,176 |
| CSP (Non rémunéré) | | | |
| Employé public | 0,012 | 0,026 | 0,017 |
| Employé privé | 0,010 | 0,003 | 0,014 |
| Employeur | 0,029 | 0,058 | 0,042 |
| Propre compte | - 0,013 | 0,020 | - 0,011 |
| Couleur de peau/Ethnie (Noir) | | | |
| Blanc | 0,097 | 0,101 | 0,110 |
| Asiatique | 0,156 | 0,135 | 0,129 |
| Métis | 0,032 | 0,018 | 0,035 |
| Indigène | 0,003 | 0,041 | - 0,018 |
| Non exprimée | 0,061 | 0,043 | 0,063 |

^o dy/dx est pour un changement discret de 0 à 1 pour les variables dummies

Source : Auteur. Dataset: POF 2008-2009 (IBGE)

Annexe 7 : Carte des régions brésiliennes**Figure A7.1 : Divisions político-administratives du Brésil**

Source : IBGE (ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Tematicos/divisao_politico_administrativa.zip)
Code couleur : Vert : Région Nord ; Orange : Région Nordeste ; Rose : Région Centre-Ouest ; Jaune : Région Sudeste ; Bleu : Région Sud

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Résumé | 3 |
| Remerciements | 9 |
| Sommaire..... | 11 |
| Introduction générale | 13 |
| Partie 1 : Analyse économique des inégalités environnementales : définition et fondements normatifs | 39 |
| Introduction de la partie 1 | 41 |
| Chapitre 1 : Inégalités environnementales : conceptualisation et intégration dans l'analyse économique | 43 |
| Introduction du chapitre 1 | 45 |
| 1 Historique des courants de pensée intégrant les questions sociales associées à l'environnement..... | 47 |
| 1.1 « <i>Environmental justice</i> » et racisme environnemental | 49 |
| 1.1.1 Développement du mouvement aux États-Unis à partir des années 1980 | 49 |
| 1.1.2 Caractéristiques du mouvement de l'Environmental Justice | 50 |
| 1.2 <i>Inégalité et justice environnementale en Europe</i> | 52 |
| 1.2.1 Disséminations des problématiques de l'Environmental Justice en Europe..... | 52 |
| 1.2.2 Distinction et autonomisation par rapport au mouvement Nord-Américain | 55 |
| 1.3 <i>La Political Ecology et les conflits de distribution écologique</i> | 56 |
| 1.3.1 Dette écologique : une inégalité mondiale ?..... | 56 |
| 1.3.2 La dette écologique : quelle forme de justice ? | 57 |
| 1.4 Développement soutenable : l'égalité comme objectif ou comme conséquence ? | 58 |
| 1.4.1 Émergence de la problématique du développement soutenable | 58 |
| 1.4.2 Développement soutenable : quelle répartition entre générations présentes ? | 58 |
| 1.5 Éthique environnementale : un lien avec les questions sociales ? | 60 |
| 1.6 Synthèse et points de clivages entre les différentes approches | 61 |
| 2 Définir les inégalités environnementales | 63 |
| 2.1 Contenu et frontières du concept d'inégalité environnementale..... | 64 |
| 2.1.1 Pourquoi le terme « inégalités » ? | 64 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 2.1.2 | Choisir l'unité d'analyse : délimitation du terme « Entités humaines » | 65 |
| 2.1.3 | Quels « éléments de l'environnement » au centre des problématiques d'inégalités ? | 66 |
| 2.2 | La polysémie d'un concept à visée interdisciplinaire : proposition de typologie | 68 |
| 3 | Justice, inégalités et environnement : une question économique ? | 70 |
| 3.1 | Intégration des inégalités environnementales en économie : discerner les arguments positifs, normatifs et méthodologiques | 72 |
| 3.2 | Analyses économiques positives des inégalités environnementales | 74 |
| 3.3 | Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective néoclassique | 76 |
| 3.3.1 | Fondements normatifs de l'économie de l'environnement et des ressources | 76 |
| 3.3.2 | Économie de l'environnement et des ressources naturelles : objectifs sociétaux | 77 |
| 3.3.3 | Économie de l'environnement et des ressources : quelle place pour les inégalités ? | 79 |
| 3.4 | Analyses économiques normatives des inégalités environnementales : la perspective de l'économie écologique | 81 |
| 3.4.1 | L'économie écologique : autonomisation et délimitation du champ de recherche | 82 |
| 3.4.2 | Économie écologique : quels objectifs sociétaux ? | 84 |
| 3.5 | L'économie de la soutenabilité comme porteuse des questionnements sur les inégalités environnementales | 86 |
| 3.5.1 | Prémises épistémologiques : la nécessité d'une science post-normale | 86 |
| 3.5.2 | Vers une économie de la soutenabilité centrée sur la justice | 88 |
| 3.5.3 | Intégration des inégalités environnementales en économie de la soutenabilité | 94 |
| 4 | Conclusion du chapitre 1 | 95 |
| | Chapitre 2 : Inégalités environnementales dans une perspective de justice : quels fondements normatifs ? | 97 |
| | Introduction du chapitre 2 | 99 |
| 1 | Inégalité et justice : quels liens entre ces deux concepts ? | 100 |
| 1.1 | L'inégalité : seule source d'injustice ? | 100 |
| 1.2 | Quels types de justice pour appréhender les inégalités environnementales ? | 105 |
| 1.2.1 | Justice environnementale : distribuer l'environnement uniquement ? | 105 |
| 1.2.2 | Justice comparative et/ou transcendante ? | 107 |
| 1.2.3 | Considérations de macrojustice et de mésojustice : quelles différences ? | 109 |
| 2 | Formalisation des inégalités environnementales comme enjeu de mésojustice | 110 |

| | | |
|-------|---|------------|
| 2.1 | Les spécificités de l'étude de l'environnement pour la justice | 111 |
| 2.1.1 | L'environnement comme déterminant du bien-être | 112 |
| 2.1.2 | L'environnement comme bien social premier rawlsien..... | 115 |
| 2.1.3 | L'environnement comme relation entre les Hommes..... | 118 |
| 2.2 | Inégalités environnementales : quatre conceptions normatives possibles | 118 |
| 2.2.1 | Inégalité environnementale comme une inégalité d'accès au marché de l'environnement | 119 |
| 2.2.2 | Inégalité environnementale comme inégalité purement environnementale..... | 120 |
| 2.2.3 | Inégalité environnementale comme inégalité sociale environnementale..... | 121 |
| 2.2.4 | Inégalité environnementale comme inégalité de reconnaissance des efforts consentis | 122 |
| 2.3 | Formalisation mathématique des différentes formes d'égalité valorisées | 123 |
| 3 | Inégalités environnementales : inscription dans une réalité multidimensionnelle | 125 |
| 3.1 | Inégalités environnementales et efficacité économique..... | 126 |
| 3.2 | Inégalités environnementales et justice intragénérationnelle globale | 127 |
| 3.2.1 | Justice comme égalitarisme rawlsien et distribution de l'environnement | 127 |
| 3.2.2 | Justice comme égalité des capacités et distribution de l'environnement | 128 |
| 3.2.3 | L'équité environnementale peut-elle nuire à la justice intragénérationnelle ? | 129 |
| 3.3 | Inégalités environnementales : vers une justice transgénérationnelle ?..... | 131 |
| 3.3.1 | Quels objectifs intergénérationnels affectent la distribution de l'environnement ?..... | 131 |
| 3.3.2 | Rivalités, facilitations ou indépendances entre ces objectifs de justice..... | 133 |
| 3.4 | Inégalités environnementales, Nature et éthique environnementale..... | 134 |
| 4 | Conclusion du chapitre 2 | 135 |
| | Conclusion de la Partie 1 | 137 |
| | Partie 2 : Analyse économique des inégalités environnementales : Application aux services d'eau et d'assainissement dans le contexte brésilien | 139 |
| | Introduction de la Partie 2 | 141 |
| | Chapitre 3 : Déterminants individuels et institutionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil | 143 |
| | Introduction du chapitre 3 | 145 |
| 1 | Le territoire brésilien : de grandes disparités régionales..... | 147 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 1.1 | Développements historiques différenciés des régions brésiliennes | 147 |
| 1.2 | Le Brésil de nos jours : un pays aux contradictions sociales importantes | 151 |
| 1.2.1 | Disparités sociales, démographiques et économiques au Brésil | 151 |
| 1.2.2 | Le Nord : la région « solution » | 154 |
| 1.2.3 | Le Nordeste : quatre grands écosystèmes marqués par leur Histoire | 156 |
| 1.2.4 | Les inégalités au Brésil : au-delà des inégalités régionales | 158 |
| 2 | L'eau au Brésil : enjeux actuels et politiques de gestion | 159 |
| 2.1 | Disponibilités et usages concurrents de la ressource en eau au Brésil | 159 |
| 2.1.1 | Gestion des ressources en eau au Brésil : un cadre politique à plusieurs niveaux | 160 |
| 2.1.2 | Répartition de l'eau au Brésil avec une région particulièrement déficitaire : le Nordeste semi-aride 162 | |
| 2.1.3 | Usages concurrents des ressources en eau au Brésil : conflits et pollutions | 166 |
| 2.2 | Accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil : des progrès mais des disparités persistantes 168 | |
| 2.2.1 | Le Brésil : un accès relativement élevé aux services d'eau et d'assainissement | 169 |
| 2.2.2 | Évolution historique de l'accès à l'eau et à l'assainissement : des progrès significatifs | 170 |
| 2.2.3 | L'accès à l'eau et à l'assainissement par les ménages : des disparités régionales fortes | 171 |
| 2.3 | Politiques d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil | 172 |
| 2.3.1 | Éléments du cadre législatif et outils de gestion de l'eau | 173 |
| 2.3.2 | Place des ménages défavorisés dans les politiques d'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil 175 | |
| 3 | Analyse économétrique des déterminants de l'accès à l'eau et à l'assainissement au Brésil | 178 |
| 3.1 | Déterminants traditionnels de l'accès à l'eau et à l'assainissement : une synthèse de la littérature empirique | 179 |
| 3.2 | Base de données, variables et méthodes économétriques | 182 |
| 3.2.1 | Construction de la base de données | 182 |
| 3.2.2 | Variables dépendantes pour mesurer l'accès à l'eau et à l'assainissement | 183 |
| 3.2.3 | Variables explicatives : caractéristiques du domicile et du ménage | 186 |
| 3.2.4 | Méthodes économétriques : régressions logistiques et logistiques multinomiales | 188 |
| 3.3 | Résultats et interprétations | 189 |
| 3.3.1 | Régressions sur le Brésil : premiers résultats et prise en compte de la stratification | 190 |
| 3.3.2 | Comparaisons des estimations pour les différentes régions brésiliennes | 193 |
| 3.3.3 | Analyse détaillée de l'influence du revenu sur l'accès à l'eau et à l'assainissement | 194 |
| 3.3.4 | Étude de la sensibilité de la relation à la mesure choisie de l'accès aux services | 198 |

| | | |
|-------|---|------------|
| 3.4 | Rôle des contextes étatiques sur l'accès à l'eau et à l'assainissement | 202 |
| 3.4.1 | Présentation des apports des modélisations multiniveaux..... | 202 |
| 3.4.2 | Variables étatiques retenues pour l'analyse multiniveaux..... | 204 |
| 3.4.3 | Résultats à partir d'une modélisation multiniveaux | 206 |
| 4 | Conclusion du chapitre 3 | 209 |
| | Chapitre 4 : Mesures des inégalités d'accès aux services d'eau et d'assainissement dans le Nord et le Nordeste du Brésil | 213 |
| | Introduction du chapitre 4 | 215 |
| 1 | Études quantitatives des inégalités environnementales : une revue de littérature..... | 216 |
| 1.1 | Identification des déterminants de la répartition de l'environnement par des analyses économétriques | 217 |
| 1.2 | Mesures des inégalités environnementales : présentation des travaux existants | 219 |
| 1.3 | Mesurer les inégalités environnementales : une typologie | 221 |
| 1.3.1 | Mesures pluridimensionnelles des inégalités : l'intégration de l'environnement..... | 222 |
| 1.3.2 | Mesurer les inégalités purement environnementales..... | 224 |
| 1.3.3 | Mesurer les inégalités sociales environnementales | 225 |
| 1.4 | Associer l'injustice aux différentes mesures des inégalités | 226 |
| 2 | Base de données et méthodes | 228 |
| 2.1 | Base de données et variables utilisées..... | 228 |
| 2.2 | Indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement..... | 229 |
| 2.2.1 | Construction de l'indicateur d'accès à l'eau et à l'assainissement..... | 229 |
| 2.2.2 | Limites de la mesure proposée pour évaluer les injustices..... | 230 |
| 2.3 | Mesure des inégalités : méthodes utilisées | 231 |
| 2.3.1 | Représenter les inégalités : courbes de Lorenz..... | 231 |
| 2.3.2 | Mesures des inégalités : indices et décomposition | 232 |
| 2.3.3 | Représenter les inégalités sociales : courbes de concentration..... | 234 |
| 3 | Résultats et interprétation..... | 235 |
| 3.1 | Inégalités d'accès à l'eau et à l'assainissement : premières mesures..... | 236 |
| 3.2 | Décomposition territoriale des inégalités environnementales..... | 240 |
| 3.2.1 | Décomposition des inégalités environnementales et économiques par région | 240 |

| | | |
|-------|--|------------|
| 3.2.2 | Décomposition des inégalités environnementales et économiques par État..... | 242 |
| 3.2.3 | Décomposition des inégalités environnementales et économiques par degré d'urbanisation | 244 |
| 3.3 | Inégalités sociales environnementales dans l'accès à l'eau et à l'assainissement | 245 |
| 4 | Conclusion du chapitre 4..... | 247 |
| | Conclusion de la Partie 2..... | 249 |
| | Conclusion générale..... | 251 |
| | Bibliographie..... | 263 |
| | Liste des tableaux | 293 |
| | Liste des figures..... | 295 |
| | Liste des acronymes | 297 |
| | Annexes | 299 |
| | Table des matières | 341 |