



**HAL**  
open science

# Diversité des capitalismes et dispositifs institutionnels environnementaux

Luc Elie

► **To cite this version:**

Luc Elie. Diversité des capitalismes et dispositifs institutionnels environnementaux. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2017. Français. NNT : 2017BORD0625 . tel-01635267

**HAL Id: tel-01635267**

**<https://theses.hal.science/tel-01635267>**

Submitted on 14 Nov 2017

**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 Luc ELIE

**Diversité des capitalismes et dispositifs institutionnels  
environnementaux**

Sous la direction de :  
Yannick LUNG

Soutenue le 28.06.2017

Membres du jury :

Mme **Marie-Claude BERGOUIGNAN**, Présidente  
Professeur émérite, université de Bordeaux,

M. **Robert BOYER**,  
Directeur de recherche, CNRS, **Rapporteur**,

M. **Matthieu CLEMENT**  
Maître de Conférences, Université de Bordeaux

M. **Ali DOUAI**  
Maître de Conférences, Université Nice Sophia Antipolis

M. **Yannick LUNG**,  
Professeur, Université de Bordeaux, **Directeur de thèse**

M. **Franck-Dominique VIVIEN**  
Professeur, Université de Reims Champagne-Ardenne, **Rapporteur**



## **Titre : Diversité des capitalismes et dispositifs institutionnels environnementaux**

**Résumé :** Cette thèse s'inscrit dans l'analyse diachronique et synchronique des liens entre les formes de capitalisme et leur environnement. Le premier chapitre propose de mettre en lumière la manière dont la coévolution entre le capitalisme et l'environnement a pu s'opérer en croisant les apports théoriques et empiriques de l'école de la régulation avec des travaux du champ de l'histoire environnementale et de l'économie écologique. Nous montrons que les différentes formes historiques du capitalisme ont généré des conséquences environnementales importantes et différenciées. A l'inverse, il s'avère que le rapport à l'environnement a eu une influence primordiale sur les formes de capitalisme, notamment par l'intermédiaire de dispositifs institutionnels environnementaux (DIE). Le second chapitre vise à savoir dans quelle mesure ces dispositifs subissent un processus d'adoption différencié selon les formes contemporaine de capitalisme dans lequel ils s'inscrivent. A cet égard, une certaine correspondance entre notre typologie des DIE nationaux et la typologie des capitalismes apparaît. Enfin, le troisième chapitre porte particulièrement sur la manière dont les niveaux d'inégalités, en grande partie dépendants des différentes formes de capitalismes, peuvent influencer l'adoption des DIE. Par le biais d'une analyse économétrique, nous tentons de faire apparaître les mécanismes les plus à même d'expliquer ce phénomène.

**Mots-clefs :** Diversité des capitalismes, Théorie de la régulation, Environnement, Dispositifs institutionnels environnementaux, Politiques environnementales, Inégalités économiques, Analyse comparative

---

## **Title: Diversity of capitalism and environmental institutional devices**

**Abstract:** This thesis contributes to the diachronic and synchronic analysis of the links between the forms of capitalism and their environment. The first chapter proposes to highlight the manner in which the coevolution between capitalism and the environment was carried out by crossing the theoretical and empirical contributions of the *régulation* school with environmental history and ecological economics studies. We reveal that the different historical forms of capitalism have led to extensive and differentiated environmental consequences. Conversely, it turns out that the relationship with the environment has had a major influence on the forms of capitalism, especially through institutional environmental devices (EID). The second chapter aims at deciphering in which extent these devices undergo a process of differentiated adoption depending on the contemporary forms of capitalism within which they take place. In this framework, some degree of correlation appears between our EID based typology of countries and the typology of capitalism. Finally, the third chapter focuses on how levels of inequality, which are largely dependent on different forms of capitalism, can influence the adoption of EID. By means of an econometric analysis, we attempt to determine which mechanisms are most likely to explain this phenomenon.

**Keywords:** Diversity of capitalism, *Régulation* theory, Environment, Environmental institutional devices, Environmental policies, Economic inequality, Comparative analysis

---

**GREThA UMR CNRS 5113 – Université de Bordeaux**  
Avenue Léon Duguit, 33608 Pessac Cedex



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



## Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier mon directeur de thèse Monsieur Yannick Lung pour sa patience et pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant de diriger ce travail doctoral jusqu'au bout.

Je tiens tout particulièrement à remercier Madame Marie-Claude Bergouignan pour avoir accepté de présider mon jury de thèse. Je tiens également à remercier Messieurs Robert Boyer, Franck-Dominique Vivien en tant que rapporteurs de ce travail, ainsi que Messieurs Matthieu Clément, Ali Douai, pour avoir accepté de juger ce travail. Je suis très honoré de leur présence dans mon jury.

Mes remerciements vont aussi à mes coauteurs, et en particulier Alexandre. En effet, les échanges très riches et discussions très constructives m'ont permis de réaliser des valorisations de certaines parties de mon doctorat. Ce travail de réflexions à plusieurs m'a particulièrement séduit et m'a fait découvrir mon goût pour le travail d'équipe.

Je tiens également à remercier mes collègues de bureau : Diego, Laurent, Léo, Brice, Caro, Isa, Manu, Antoine, Dinna, Marianne, Nicolas, Thibaud, Adrien, Eric, Aurélie, Matthieu, Claude, Alain, Natalie, André... Je remercie, plus généralement tous les membres du GREThA. Merci à ceux qui m'ont fait une place pour me permettre de finir ma rédaction de thèse dans un « environnement d'économistes », absolument nécessaire pour l'aboutissement des réflexions.

À mes amis et camarades grâce à qui j'ai pu avoir des moments de détente et j'ai pu persévérer dans mon travail - je pense ici à Vincent, Adri, Bruno, Andrea, David, Do, Seb, Mag, Arnaud, Virginie et Orianne - qui m'ont été d'un grand soutien. Je pense aussi à Amanda qui m'a soutenu moralement et qui m'a aidé durant un long moment, en occupant une place particulière. Merci à eux !

S'il y a une raison pour laquelle j'ai tenu bon à des moments difficiles, c'est la musique et certains de mes amis. Michael, Gilles et Bruno font partie de cet environnement sonore. À tous mes amis, merci pour nos soirées et week-ends de détente et merci aussi pour les multiples rencontres et expériences enrichissantes que nous avons vécues ensemble.

Mes remerciements vont aussi à ma famille qui a été un soutien important tout au long de ce travail de doctorat. Baptiste, je te remercie pour nos discussions sur les thématiques énergétiques. A Mathieu, pour le support linguistique. A mes parents, qui m'ont sans aucun doute donné le goût de la recherche en lien avec l'environnement.





# Sommaire

<b>Introduction générale</b> .....	<b>11</b>
<b>Chapitre 1 : Approche régulationniste de la coévolution entre environnement et mode de production capitaliste</b> .....	<b>23</b>
1 Les rapports à l'environnement et la coévolution environnement-société .....	26
2 Analyse historique de la coévolution entre les modes de développement et l'environnement.....	65
<b>Chapitre 2 : Le rôle de la diversité synchronique des capitalismes dans l'adoption des institutions environnementales</b> .....	<b>103</b>
1 Diversité des Capitalismes et dynamique des institutions environnementales.....	111
2 Analyse statistique des relations entre diversité des capitalismes et institutions environnementales .....	137
<b>Chapitre 3 : L'influence des inégalités économiques sur la protection de l'environnement</b> .....	<b>155</b>
1 L'analyse théorique des conséquences environnementales des inégalités économiques.....	161
2 L'effet des inégalités sur l'adoption de politiques de protection de l'environnement : une analyse économétrique sur les pays de l'OCDE .....	184
<b>Conclusion générale</b> .....	<b>217</b>
<b>Références bibliographiques</b> .....	<b>227</b>
<b>Liste des Figures</b> .....	<b>249</b>
<b>Liste des Tableaux</b> .....	<b>251</b>
<b>Annexes</b> .....	<b>253</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>300</b>



# **Introduction générale**

## *Introduction générale*

A l'histoire des sociétés humaines correspond une histoire de leur environnement naturel. Ce dernier est, en effet, à la fois le produit de la dynamique de ces sociétés et un des facteurs encadrant cette dynamique. C'est à l'analyse de ce double phénomène que se consacre le champ de l'histoire environnementale, souvent aidé par l'avancée des connaissances en matière écologique, géologique et paléontologique (Locher et Quenet, 2009; McNeill, 2010a).

*La coévolution entre les sociétés humaines et leur environnement*

D'un côté, des travaux soulignent la manière dont les sociétés humaines transforment leur environnement. Chaque période de l'histoire humaine a eu des conséquences écologiques mesurables à l'échelle globale. En effet, dès le paléolithique et le néolithique, les activités humaines génèrent une modification importante des surfaces (Ellis et al., 2013) et de la biodiversité terrestre (Barnosky, 2008; Doughty et al., 2010; Ellis et al., 2012), de la composition microbiotique marine (Wilkinson et al., 2014) et de la composition atmosphérique (Ruddiman, 2013). Ensuite, la colonisation du continent américain par les occidentaux, à travers « l'échange colombien » de plantes et d'animaux, a des conséquences écologiques importantes (Crosby, 1972; Mann, 2011; Richards, 2003). Au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle, la révolution industrielle engendre une modification de certaines dynamiques sociales porteuses de transformations environnementales. Cette modification consiste notamment au passage d'une longue période de faible croissance démographique, d'extension progressive des surfaces agricoles et d'utilisation de biomasse en tant que source principale d'énergie primaire, à une période de croissance démographique et urbaine rapide et d'utilisation d'énergie fossile accompagnant le phénomène d'industrialisation (Crutzen, 2002). Enfin, la période actuelle, qui s'amorce au sortir de la seconde guerre mondiale, est souvent qualifiée de « Grande Accélération » (Hibbard et al., 2007; Steffen et al., 2007). Elle se caractérise, entre autres, par un accroissement significatif des rythmes de croissance démographique et économique, par une intensification et une mécanisation de l'agriculture et de l'industrie et par un approfondissement de la mondialisation des biens et des personnes. Pour de nombreux géologues, écologues ou historiens de l'environnement, cette évolution des sociétés humaines a précipité l'avènement de l'anthropocène (Crutzen, 2002; Steffen et al., 2007). Cette nouvelle époque géologique serait caractérisée par une influence majeure de l'espèce humaine sur la géologie et l'écologie de la Terre.

L'autre aspect envisagé par le champ de l'histoire de l'environnement concerne la manière dont les sociétés humaines subissent l'influence de leur environnement. A titre d'exemple, plusieurs ouvrages importants du champ de l'histoire environnementale analysent le rôle des plantes, des animaux et des microbes dans la colonisation du continent américain, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande par les occidentaux (Crosby, 1986, 1972; Mann, 2011; McNeill, 2010b). Pour Diamond (1997), par exemple, la distribution des espèces animales et végétales potentiellement domesticables est inégale selon les continents, et est en faveur de la plaque eurasienne, donnant aux Eurasiens un avantage dans le développement, en particulier, de fortes densités de population, des villes et des Etats.

Une des principales critiques adressées à cette littérature est qu'elle néglige souvent le rôle des choix humains et des structures sociales au profit d'un déterminisme environnemental, bien que ce dernier soit d'une autre nature que le déterminisme caractérisant les raisonnements de Montesquieu (1748) ou de Huntington (1907), qui lient strictement climat et comportement humain. Les historiens de l'école des Annales, comme Braudel (1949) ou Le Roy Ladurie (2009, 1967), accordent également une grande importance à « la part du milieu », c'est à dire aux déterminants géographiques ou climatiques des récoltes, des famines, des épidémies et de la démographie. Cependant, loin des positions déterministes, ces auteurs adoptent un point de vue possibiliste. Dans cette perspective, les contextes géographiques fixent des limites aux activités humaines, sans strictement déterminer celles-ci. Cet aspect est également présent chez Diamond (2005), qui aborde la question des changements environnementaux d'origine anthropique et ses conséquences pour la durabilité des sociétés. Au terme d'une analyse comparative, il souligne que l'effondrement ou la survie des sociétés dépend souvent de leur organisation sociale, et notamment de leur mode d'utilisation de l'environnement. Bien que ce travail fasse l'objet d'un certain nombre de contestations sur le plan empirique (McAnany et Yoffee, 2009), un intérêt de ce type d'approche est qu'il permet de cerner le caractère coévolutif du rapport environnement-société. Les sociétés et leur environnement sont alors chacun, alternativement et à travers le temps, facteur de changement pour l'autre. L'analyse de cette coévolution fait l'objet d'un champ de recherche interdisciplinaire récent que Costanza et al. (2007) nomment *Histoire naturelle et humaine intégrée*.

*La diversité des cadres d'analyse du rapport économie-environnement*

Les théories et les méthodes du champ de l'économie revêtent une importance primordiale dans la construction de cette histoire intégrée. En effet, la coévolution entre l'environnement et la société passe, en grande partie, par les activités de production et de consommation, pour lesquelles l'environnement constitue le substrat matériel. Il en résulte que le rapport économie-environnement a fait l'objet de nombreux écrits depuis le XVIII<sup>ème</sup> siècle et forme désormais un pan entier de la littérature économique. On peut considérer cette dernière selon la manière dont elle appréhende la dynamique de coévolution évoquée plus haut. Ainsi, les diverses approches du champ de l'économie ont des points de vue différenciés s'agissant de la manière dont l'environnement contraint la trajectoire des systèmes socio-économiques, et, à l'inverse, de la manière dont ces systèmes transforment leur environnement, ce qui comprend les règles dont les sociétés se dotent pour encadrer cette transformation.

La conception de l'environnement comme contrainte des trajectoires de développement économique des sociétés est déjà présente chez les classiques. Il est source de toute richesse pour le courant physiocrate (Quesnay, 1758), et pose une limite au développement économique et démographique chez les classiques anglais. Cette limite est liée à la raréfaction des terres cultivables pour Malthus (1803) et Ricardo (1817). Selon ces analyses, l'évolution démographique conduit les sociétés humaines à excéder la capacité de charge de leur environnement, sans pour autant dégrader celui-ci. L'effet de la société sur l'environnement n'est donc pas appréhendé dans la mesure où ce dernier est alors considéré immuable (Vivien, 1994). Cependant, les conséquences environnementales de la révolution industrielle amènent certains auteurs, pendant la seconde moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle, à s'intéresser à l'épuisement des ressources naturelles du fait de l'activité anthropique ainsi qu'aux éventuelles implications économiques de cet épuisement. C'est le cas du charbon pour Jevons (1865) et de la dégradation de la fertilité des terres agricoles chez Marx (1867). Ceci marque une reconnaissance, en filigrane, du caractère coévolutif du rapport environnement-économie. La fin du XIX<sup>ème</sup> siècle voit même la tentative de constitution d'une économie écologique qui ne parviendra cependant pas à obtenir l'attention des courants de pensée dominants (Vivien, 1994). Il faudra attendre les années 1970 et les dégâts environnementaux du mode de développement fordiste pour que se constitue véritablement un champ d'analyse à part entière, ayant pour objet le rapport entre l'économie et l'environnement.



Dès les années 1970, l'économie de l'environnement et des ressources naturelles reprend les raisonnements de la théorie néoclassique pour les appliquer aux problèmes de pollution et de raréfaction des ressources naturelles dans le cadre d'une économie de marché stylisée.

S'agissant de l'impact de l'environnement sur le système économique, l'approche néoclassique considère que les limites naturelles sont peu susceptibles de générer des conséquences importantes. Ceci résulte d'un positionnement en termes de « soutenabilité faible » qui accorde un large crédit à l'hypothèse de substituabilité des facteurs de production (Neumayer, 2003). Ce faisant, l'analyse des contraintes environnementales sur la dynamique économique est ici peu considérée.

Concernant l'effet du système économique sur l'environnement, l'approche néoclassique fait preuve d'un certain scepticisme quant à l'idée d'un antagonisme entre développement économique et préservation de l'environnement. Au contraire, l'hypothèse privilégiée est celle d'un rôle positif de ce développement au-delà d'un certain seuil de revenus (Grossman et Krueger, 1991). Selon cette approche, les causes des dégradations de l'environnement sont imputables à un défaut d'attribution des droits de propriétés et à l'existence d'externalités, qui impliquent que l'environnement échappe au système de régulation par les prix. Ceci conduit à la promotion de l'utilisation d'instruments économiques de gestion des problèmes environnementaux (taxes, marchés de quotas), prouvés optimaux dans ce cadre théorique. Or, en la matière, l'utilisation d'instruments réglementaires et l'existence d'une grande variété spatio-temporelle de pratiques persiste (Emelianoff, 2005; Godard, 1995; Holzinger et al., 2008; Lardé et Zuideau, 2010; Mancebo, 2009; Paavola, 2002). Cette approche peine à expliquer ces différences puisque l'analyse de l'évolution et de la diversité des structures socio-économiques et des rapports entre ces structures et leur environnement y est délaissée au profit d'une approche a-spatiale et a-historique (Boidin et Zuideau, 2006; van den Bergh, 2001). En particulier, l'économie standard de l'environnement ne propose pas réellement de théorie du choix politique des institutions environnementales (Paavola, 2002), qui constituent la réponse que les sociétés apportent aux problèmes environnementaux.

Au final, des deux côtés, l'apport de cette littérature à l'analyse de la coévolution économie-nature apparaît limité et laisse, en la matière, le champ libre à d'autres approches.

Une deuxième approche contemporaine de la relation environnement-économie, l'économie écologique, se constitue dans les années 1980. Contrairement au premier, celui-ci intègre une grande diversité d'objets d'analyse, de méthodes, de postures épistémologiques et théoriques. Mais une grande partie des travaux relevant de ce champ présente quelques régularités qui prennent le contrepied de l'approche néoclassique de l'environnement (Illge et Schwarze, 2009; Røpke, 2005; van den Bergh, 2001).

Du côté des effets de l'environnement sur l'économie, l'économie écologique renoue avec l'idée de contrainte environnementale au développement économique, notamment en raison d'un positionnement en termes de soutenabilité forte postulant une complémentarité des facteurs de production (Ayres et al., 2013). De ce point de vue, cette approche est donc utile pour comprendre la coévolution société-environnement.

Du côté de l'effet du système économique sur l'environnement, l'économie écologique remet en cause l'idée selon laquelle la solution aux problèmes environnementaux sera apportée par la croissance économique (Stern, 2014, 2004), la marchandisation et la monétarisation de l'environnement. Un des courants majeurs de l'économie écologique, la socio-économie écologique, reconnaît explicitement l'idée de coévolution entre le système économique et la biosphère, définit comme le processus d'interaction évolutive entre le système socio-économique et le système écologique (Kallis et Norgaard, 2010; Norgaard, 1994, 1992).

Dans ce cadre, cette approche accorde une grande importance aux réponses données par la société aux problèmes environnementaux, en insistant sur le caractère socialement construit de ces réponses (Røpke, 2005). L'application des cadres d'analyse relevant de l'économie institutionnelle au champ de l'économie écologique a d'ailleurs donné lieu à la constitution d'une économie écologique institutionnelle (Paavola et Adger, 2005), qui s'intéresse à la gouvernance environnementale, entendue comme « l'établissement, la réaffirmation ou le changement d'institutions afin de résoudre des conflits portant sur des ressources environnementales » (Paavola, 2007, p. 94). Il est vrai que l'économie institutionnelle peut être utile à l'analyse dynamique et comparative du rapport économie-environnement puisqu'elle postule, d'une manière générale, que les comportements s'inscrivent dans le cadre de structures institutionnelles, situées historiquement et géographiquement, et qu'elles sont elles-mêmes le produit d'un construit social et de décisions politiques. Jusqu'alors, l'essentiel de l'économie écologique institutionnelle a consisté en des travaux dans la lignée d'Ostrom

(1990). Ceux-ci montrent, en particulier, que le marché et l'appropriation privée ne sont pas les seuls modes optimaux de coordination des décisions en matière de gestion des ressources naturelles dans le cas de communautés de petite échelle. En effet, les meilleures formes de gouvernance sont ici atteintes par la délibération collective des acteurs de ces communautés. Mais cette approche et celles, qui la prolongent, de Paavola (2007, 2004) et de (Vatn, 2009a, 2009b, 2005), sont marquées par deux limites majeures : l'une concerne leur conception du changement institutionnel ; et l'autre tient à leur périmètre d'analyse.

En premier lieu, en considérant que les institutions sont le produit de délibérations entre des acteurs à égalité de pouvoir, ces approches ont tendance à occulter que ces acteurs intègrent des intérêts divergents et occupent des positions sociales différenciées, impliquant des rapports de pouvoir asymétriques. Or, ces éléments sont essentiels dans l'étude de la dynamique institutionnelle (Douai et Montalban, 2012; Douai et Vivien, 2009; Harribey, 2011). Ce courant se retrouve donc limité pour comprendre la façon dont émerge les conflits environnementaux, la manière dont ceux-ci sont régulés et néglige les déterminations sociales du rapport à l'environnement, nécessaires à la compréhension de l'interaction dynamique entre société et environnement.

En second lieu, les approches centrées sur l'analyse des institutions environnementales ont traditionnellement étudié les niveaux locaux et également internationaux de gouvernance (Breitmeier et al., 2006), mais il existe peu de recherches sur les formes nationales en matière de gouvernance environnementale (Paavola et Adger, 2005). En effet, l'échelle nationale est, bien souvent, considérée peu adéquate à la résolution des problèmes environnementaux (Barry et Eckersley, 2005). En particulier, ceux-ci relevant souvent d'une échelle globale ou locale, les Etats ne seraient ni capables, ni incités à apporter des réponses à ces problèmes, qui relèveraient donc des autres niveaux.

Or, d'une part, bien que l'échelon international de régulation prenne de plus en plus d'importance, cette dynamique est récente et l'échelle nationale reste un maillon essentiel de régulation des problèmes environnementaux. En effet, les Etats sont encore - et ont été - fortement impliqués dans la régulation de l'usage des ressources naturelles et de la pollution de l'eau, de l'air et du sol (Barry et Eckersley, 2005). Il s'avère même que cette implication se caractérise par une expansion rapide depuis quatre décennies, comme le souligne Holzinger et al. (2008) et Meadowcroft (2012). Ainsi, même dans le cas de la régulation des problèmes

globaux, les Etats choisissent les modalités de leur coordination en matière environnementale avec les autres, en fonction de leurs dynamiques internes. D'autre part, une grande partie de la dynamique sociale est spécifique à l'échelle nationale ; en témoignent les approches comparatives ayant mis en avant des différences nationales significatives dans des domaines aussi variés que les types de démocraties (Lijphart, 2012), les causes des révolutions (Skocpol, 1979), les régimes d'Etats providence (Esping-Andersen, 1990) et les types de capitalismes (Amable, 2005; Boyer, 2002; Hall et Soskice, 2001). Il y a de fortes raisons de penser que les institutions environnementales n'échappent pas à la règle, d'autant plus que certaines de ces dimensions des systèmes institutionnels pourraient elles-mêmes participer de la diversité des réponses des sociétés aux problèmes environnementaux.

*L'intérêt d'une approche régulationniste du rapport économie-environnement*

En définitive, l'analyse de la coévolution entre environnement et société et des formes variables des rapports économie-environnement nécessite de mobiliser un cadre analytique ayant pour objet d'étude la diversité historique et géographique des systèmes institutionnels nationaux, l'analyse de la nature et des causes de cette diversité, et reconnaissant l'ancrage de la gouvernance environnementale dans les dynamiques sociales. De ce point de vue, le cadre d'analyse de la théorie de la régulation semble particulièrement adapté. Le croisement de la problématique environnementale et de la théorie de la régulation peut permettre d'approfondir la compréhension de la diversité historique et géographique de l'impact des sociétés industrielles sur l'environnement, mais également d'expliquer la manière dont la dynamique du capitalisme a été influencée par son rapport à l'environnement. L'approche régulationniste s'inscrit donc pleinement dans l'enjeu de compréhension de la coévolution société-environnement.

La théorie de la régulation a pour objet d'étudier la façon dont les structures institutionnelles nationales vont permettre une reproduction du capitalisme malgré les contradictions inhérentes à ce mode de production (Boyer, 2015). Cette approche permet notamment de comprendre pourquoi ces structures entrent en crise, et, plus largement, d'expliquer les différences de performances socio-économiques des différents modes de développement au cours de l'histoire du capitalisme. A travers, notamment, l'évolution des normes de consommation et de production, soutenue par un ensemble de formes institutionnelles assurant la reproduction de ces régularités, la théorie de la régulation va ainsi être en mesure

## *Introduction générale*

d'apporter une explication aux différences de rythmes d'accumulation. Or, ces éléments (normes de consommation et de production, rythme d'accumulation) vont compter parmi les principaux facteurs explicatifs de la « grande accélération » des dégradations environnementales.

La prise en compte du rapport à l'environnement dans le cadre conceptuel régulationniste permettrait également de compléter l'analyse de la dynamique du capitalisme. Alors même que son objet est l'étude des conditions de reproduction du capitalisme, dont la plus fondamentale est la perpétuation du processus d'accumulation, la théorie de la régulation ne s'est que peu penchée sur le lien potentiellement contradictoire entre économie et environnement. Les régulationnistes semblent ainsi envisager le système économique comme un système clos, hors-sol, négligeant de ce fait la dépendance de ce dernier au système écologique. Ainsi, le cadre d'analyse qu'ils proposent ne permet pas d'étudier l'influence du rapport société/environnement sur la régulation et les crises du capitalisme.

### *Démarche et plan de la thèse*

Le chapitre 1 de ce travail s'inscrit dans cette double problématique. Il vise ainsi à expliciter le lien à double sens entre capitalisme et environnement. Après une longue période de désintérêt manifeste des régulationnistes pour les questions environnementales, bien analysée par Lipietz (2002), un certain nombre de travaux ont contribué à poser les jalons théoriques d'une expansion de la théorie de la régulation à l'étude des relations entre le système économique et son environnement. Mais il n'existe pas de consensus quant au statut conceptuel de ce rapport dans le cadre régulationniste et le stade empirique de ces analyses reste encore embryonnaire. Dans cette optique, et après avoir opéré une synthèse des travaux régulationnistes s'intéressant à la problématique environnementale, nous proposons de fonder théoriquement les concepts qui nous permettront d'aborder ce lien. En confrontant certains résultats de la littérature d'économie écologique et d'histoire environnementale avec ceux de l'école de la régulation, une analyse de la coévolution entre le capitalisme et l'environnement est ensuite menée. Le rôle des Dispositifs Institutionnels de l'Environnement, institutions dédiées à la régulation des conflits d'usage de l'environnement, et déterminants aussi bien dans la dynamique du capitalisme que dans celle des pressions environnementales, est explicité.

## *Introduction générale*

Les chapitres suivants concernent les déterminants structurels de la diversité contemporaine de ces dispositifs. L'objet d'analyse de la théorie de la régulation s'est, en effet, étendu plus récemment à la comparaison des différentes formes contemporaines de capitalisme. En particulier, l'approche de Amable (2005) permet d'appréhender ces formes comme des systèmes complexes cohérents articulant des domaines institutionnels. Son analyse permet ainsi de comprendre comment les nations se différencient selon leur type de concurrence sur le marché des produits, leurs institutions du marché du travail, leurs systèmes de protection sociale, leurs systèmes éducatifs, en matière de systèmes financiers et selon leur système politique.

Ainsi, les dispositifs institutionnels environnementaux ne se déploient pas sur des espaces sans histoire, mais se superposent à des structures institutionnelles et politiques différenciées. L'hypothèse générale commune aux chapitres 2 et 3 est que ces structures ont une incidence sur la dynamique des institutions environnementales. Nous cherchons donc à déterminer dans quelle mesure la forme et l'importance que prennent de tels dispositifs dépendent du modèle de capitalisme dans lequel ils s'inscrivent. La focalisation sur la période actuelle s'explique par la relative nouveauté de la majorité des institutions environnementales, par la disponibilité des données permettant de caractériser les variables liées à ce domaine et du fait que les problèmes environnementaux sont devenus plus nombreux et plus criants dans la phase postfordiste du capitalisme.

Ainsi, le chapitre 2 de cette thèse relève d'une double vocation. D'un point de vue théorique, nous y proposons un cadre permettant, à travers le concept de hiérarchie institutionnelle, une analyse de la façon dont les institutions émergent et évoluent pour résorber ces problèmes environnementaux. Les rôles potentiellement structurant de la forme du système politique, des rapports sociaux, de la protection sociale, du rapport salarial, du niveau des inégalités économiques et du type de concurrence sur le marché des produits sont notamment mis en évidence. D'un point de vue empirique, il consiste, par le biais de techniques de statistique exploratoire multidimensionnelle, à rendre compte des disparités dans la façon dont les pays de l'OCDE utilisent les institutions environnementales et à observer dans quelle mesure la typologie des capitalismes élaborée par Amable (2005) est aussi observable lorsque sont considérées les institutions environnementales.

## *Introduction générale*

Enfin, le chapitre 3 de notre travail a pour but d'étudier plus en détail une des relations ayant été mise en lumière au chapitre précédent. Il s'agit, en effet, de se demander dans quelle mesure la relation entre les modèles de capitalisme et leurs Dispositifs Institutionnels Environnementaux provient particulièrement des niveaux différenciés d'inégalités économiques qu'ils génèrent. Nous proposons un cadre théorique mettant en lumière la grande diversité des mécanismes liant inégalités et pressions ou politiques environnementales. Une synthèse de la littérature empirique existante montre que cette dernière ne permet pas réellement le test des mécanismes susnommés. Nous proposons alors de combler en partie cette limite par une analyse économétrique visant à tester le rôle du niveau des inégalités dans l'adoption d'institutions environnementales.

# **Chapitre 1 : Approche régulationniste de la coévolution entre environnement et mode de production capitaliste**





## **Introduction**

Un certain nombre de travaux d'histoire environnementale et d'économie s'inscrit dans l'analyse du rapport entre les sociétés et leur environnement naturel. Ils peuvent, chacun à leur manière, contribuer à rendre compte de l'histoire coévolutive de ce rapport. Le rôle des structures socio-économiques prend une place prépondérante dans cette dernière. Mobiliser des approches qui ont pour objet la nature, les conséquences et la dynamique de telles structures semble alors inévitable dans l'analyse de la coévolution société-nature. Nous nous attachons ici à rendre compte d'un ensemble de travaux contribuant à éclairer les relations entre le capitalisme et son environnement naturel. En particulier, il apparaît, nous l'avons vu, que l'approche régulationniste est particulièrement bien positionnée pour penser la coévolution entre capitalisme et environnement. Elle permet, d'une part, de comprendre les causes structurelles des dégradations environnementales liées à ce mode de production et à ses formes historiques particulières. D'autre part elle permet de saisir la manière dont, à l'inverse, l'environnement a pu infléchir la trajectoire du capitalisme, en tant que facteur de croissance ou de crise.

Ce premier chapitre est divisé en deux sections. Dans la première, nous montrons que, pour de nombreux auteurs, le capitalisme génère une tension contradictoire entre la société et son environnement naturel. Il s'ensuit une revue de littérature sur la manière dont certains auteurs mobilisent une grille de lecture régulationniste pour analyser la coévolution entre les formes historiques de capitalisme et leur environnement naturel. Un certain nombre de pistes de recherche émergent de cette littérature.

La deuxième section du présent chapitre, par le biais d'une analyse historique, se focalise sur trois de ces pistes. Sont ainsi étudiés l'effet des modes de développement sur l'environnement et la manière dont le rapport à l'environnement a pu, à l'inverse, contribuer à déterminer le rythme de croissance des formes historiques de capitalisme. Le chapitre se clôture par une réflexion sur le rôle des institutions dédiées à la régulation des conflits d'usage de l'environnement dans la dynamique du capitalisme et sur leur statut dans la théorie de la régulation.

# 1 Les rapports à l'environnement et la coévolution environnement-société

Nous commençons par préciser les concepts d'environnement et de rapport à l'environnement adoptés dans le cadre de cette thèse (1.1). Nous rendons compte, ensuite, de la littérature marxienne et marxiste traitant spécifiquement du rapport à l'environnement spécifique introduit par le capitalisme (1.2). Enfin, une revue de la littérature régulationniste permet d'appréhender le rapport spécifique à l'environnement qu'introduit chaque forme de capitalisme (1.3).

## 1.1 Environnement et rapports à l'environnement

### 1.1.1 Le concept d'environnement

Le concept d'environnement se construit au cours des décennies 1960 et 1970. Theys (1993) analyse la signification de la notion d'« environnement » dans les discours courants, les dictionnaires, et les différentes disciplines scientifiques. Selon lui, trois conceptions de l'environnement coexistent, la conception objective et biocentrique, la conception subjective ou anthropocentrique et la conception objecto-subjective ou duale.

**La conception objective et biocentrique**, issue des naturalistes, assimile l'environnement « à une liste d'objets naturels dont on peut faire une typologie » (Theys, 1993, p. 17), ces objets entretenant des relations entre eux. Cette conception de l'environnement est en générale biocentrique dans le sens où la société est ici conçue comme incluse dans la nature, c'est à dire dépendante de celle-ci. L'environnement est ici plus exactement la partie de la nature, modifiable par l'Homme, et commune à tous les environnements individuels. C'est donc un bien collectif, ce qui exclut en général les éléments non essentiels dans la perpétuation des conditions de vie, c'est à dire n'ayant pas de fonctions écologiques. Plusieurs difficultés sont liées à l'utilisation de cette conception et notamment la question de la frontière entre objet et sujet. Il est en effet difficile d'estimer à partir de quel degré d'artificialisation un objet n'est plus naturel.

**La conception subjective ou anthropocentrique** se définit par opposition à la précédente. En effet, l'environnement est ici envisagé comme un système de relations entre l'Homme (le sujet) et son milieu (l'objet) : usage, prélèvement, rejet, aménagement, accès, voisinage, relations symboliques. Ces relations multiples génèrent des conflits entre sujets. Contrairement à l'approche objective, pour laquelle il existe des problèmes d'environnement en soi, ici celui-ci n'existe que dans la mesure où l'Homme est affecté. Enfin, l'environnement est donné dans la première approche alors qu'il ne se définit qu'à travers un filtre culturel dans la deuxième. Aussi, dans cette conception, la société englobe la nature et détermine sa nature et son évolution.

**Enfin la conception objecto-subjective ou duale**, considère qu'il est de plus en plus difficile d'opérer une distinction entre société et nature du fait de l'artificialisation du milieu naturel de l'espèce humaine (Ellis et al., 2010). Il existerait ainsi une relation de codétermination entre l'homme et son milieu qui amènerait à se demander, notamment, quelles activités humaines sont supportables pour la nature et quelles conditions naturelles sont compatibles avec l'existence de la société. L'environnement renvoie alors à un ensemble de limites et donc de problèmes existants ou potentiels à gérer pour que fonctionnent des systèmes hybrides de nature et de culture.

**Le présent travail adopte une posture proche de la troisième conception de la notion d'environnement.** Nous envisageons effectivement l'élaboration d'un cadre analytique se situant dans le champ de l'étude de ces liens de codétermination entre la société et son environnement, ce qui conduit à considérer à la fois les fonctions de la biosphère nécessaires à l'activité humaine (en termes de mise à disposition de ressources et d'absorption des déchets issus de cette activité notamment) et la dégradation de ces fonctions par cette dernière.

Cependant, le problème de ce troisième type de définition est qu'elle ne permet pas de circonscrire le champ de l'environnement. Celui-ci est en effet, dans cette perspective, un mélange de nature et d'artificiel. En revanche, si plus aucun écosystème n'est purement naturel, il existe des *processus* naturels utilisés dans toute activité humaine, dont la disparition, la transformation, ou l'appropriation ont une influence sur cette activité. Dans cette perspective, nous pourrions définir l'environnement par l'ensemble des éléments physiques disposant de fonctions écosystémiques, c'est à dire mobilisant des processus naturels permettant de fournir des biens et services qui satisfont les besoins des activités

humaines directement ou indirectement<sup>1</sup> (De Groot, 1992). De Groot et al. (2002) proposent une typologie des fonctions écosystémiques. Il existerait ainsi, selon ces auteurs, deux grands types de fonctions écosystémiques : celles permettant de soutenir la vie en général, dont la vie humaine (fonctions d'habitat et de régulation) et celles permettant le développement d'activités humaines (fonctions de production et d'information).

Le Tableau 1 liste les 23 fonctions écosystémiques répertoriées, les processus et composants permettant ces fonctions, et des exemples de biens et services associés à chacune de ces fonctions.

Notons que De Groot et al. (2002) n'intègrent pas les ressources non-renouvelables comme produits des fonctions écosystémiques, celles-ci n'étant pas reproductibles à l'échelle temporelle humaine. Cependant, ces ressources sont tout de même des éléments non produits par l'Homme et essentiels pour expliquer les trajectoires de développement des sociétés humaines (cf. 2.). La notion d'environnement que nous retiendrons est alors définie par l'ensemble des éléments ayant des fonctions écosystémiques et l'ensemble des stocks de ressources non-renouvelables.

---

<sup>1</sup> « The capacity of natural processes and components to provide goods and services that satisfy human needs, directly or indirectly » (De Groot, 1992).

Tableau 1. Fonctions, processus et composants, et biens et services des écosystèmes naturels et semi-naturels

Functions	Ecosystem processes and components	Goods and services (examples)
<i>Regulation Functions</i> Maintenance of essential ecological processes and life support systems		
1 Gas regulation	Role of ecosystems in bio-geochemical cycles (e.g. CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> balance, ozone layer, etc.)	1.1 UVb-protection by O <sub>3</sub> (preventing disease). 1.2 Maintenance of (good) air quality. 1.3 Influence on climate (see also function 2.)
2 Climate regulation	Influence of land cover and biol. mediated processes (e.g. DMS-production) on climate	Maintenance of a favorable climate (temp., precipitation, etc) for, for example, human habitation, health, cultivation
3 Disturbance prevention	Influence of ecosystem structure on dampening env. disturbances	3.1 Storm protection (e.g. by coral reefs). 3.2 Flood prevention (e.g. by wetlands and forests)
4 Water regulation	Role of land cover in regulating runoff & river discharge	4.1 Drainage and natural irrigation. 4.2 Medium for transport
5 Water supply	Filtering, retention and storage of fresh water (e.g. in aquifers)	Provision of water for consumptive use (e.g. drinking, irrigation and industrial use)
6 Soil retention	Role of vegetation root matrix and soil biota in soil retention	6.1 Maintenance of arable land. 6.2 Prevention of damage from erosion/siltation
7 Soil formation	Weathering of rock, accumulation of organic matter	7.1 Maintenance of productivity on arable land. 7.2 Maintenance of natural productive soils
8 Nutrient regulation	Role of biota in storage and re-cycling of nutrients (eg. N,P&S)	Maintenance of healthy soils and productive ecosystems
9 Waste treatment	Role of vegetation & biota in removal or breakdown of xenic nutrients and compounds	9.1 Pollution control/detoxification. 9.2 Filtering of dust particles. 9.3 Abatement of noise pollution
10 Pollination	Role of biota in movement of floral gametes	10.1 Pollination of wild plant species. 10.2 Pollination of crops
11 Biological control	Population control through trophic-dynamic relations	11.1 Control of pests and diseases. 11.2 Reduction of herbivory (crop damage)
<i>Habitat Functions</i> Providing habitat (suitable living space) for wild plant and animal species		
12 Refugium function	Suitable living space for wild plants and animals	Maintenance of biological & genetic diversity (and thus the basis for most other functions)
13 Nursery function	Suitable reproduction habitat	Maintenance of commercially harvested species
<i>Production Functions</i> Provision of natural resources		
14 Food	Conversion of solar energy into edible plants and animals	13.1 Hunting, gathering of fish, game, fruits, etc. 13.2 Small-scale subsistence farming & aquaculture
15 Raw materials	Conversion of solar energy into biomass for human construction and other uses	14.1 Building & Manufacturing (e.g. lumber, skins). 14.2 Fuel and energy (e.g. fuel wood, organic matter). 14.3 Fodder and fertilizer (e.g. krill, leaves, litter).
16 Genetic resources	Genetic material and evolution in wild plants and animals	15.1 Improve crop resistance to pathogens & pests. 15.2 Other applications (e.g. health care)
17 Medicinal resources	Variety in (bio)chemical substances in, and other medicinal uses of, natural biota	16.1 Drugs and pharmaceuticals. 16.2 Chemical models & tools. 16.3 Test- and assay organisms
18 Ornamental resources	Variety of biota in natural ecosystems with (potential) ornamental use	Resources for fashion, handicraft, jewelry, pets, worship, decoration & souvenirs (e.g. furs, feathers, ivory, orchids, butterflies, aquarium fish, shells, etc.)
<i>Information Functions</i> Providing opportunities for cognitive development		
19 Aesthetic information	Attractive landscape features	Enjoyment of scenery (scenic roads, housing, etc.)
20 Recreation	Variety in landscapes with (potential) recreational uses	Travel to natural ecosystems for eco-tourism, outdoor sports, etc.
21 Cultural and artistic information	Variety in natural features with cultural and artistic value	Use of nature as motive in books, film, painting, folklore, national symbols, architect., advertising, etc.
22 Spiritual and historic information	Variety in natural features with spiritual and historic value	Use of nature for religious or historic purposes (i.e. heritage value of natural ecosystems and features)
23 Science and education	Variety in nature with scientific and educational value	Use of natural systems for school excursions, etc. Use of nature for scientific research

Source : De Groot et al. (2002)



### **1.1.2 Une imbrication des rapports à l'environnement**

Pour (Rousseau, 2002), d'une manière générale, le rapport social à l'environnement est l'ensemble des « liens qui unissent la société et l'ensemble des éléments naturels » (Rousseau, 2002, p. 38). L'auteure intègre à cette notion les perceptions collectives de la nature et l'organisation sociale se structurant autour de la nature (mode d'utilisation, de transformation et de protection des objets naturels).

Pour Zuindeau (2007), le lien entre l'organisation sociale et la nature peut être analytiquement vu comme regroupant trois types de relations. Ce « rapport à la nature » général serait influencé par ce qu'il nomme « la relation économique », mais aussi par l'état de la nature d'une part et des rapports sociaux d'autre part. On peut rejoindre l'auteur sur le fait qu'un état de l'environnement particulier puisse induire un mode d'interaction particulier entre la société et son environnement. Par exemple, les habitants d'un pays désertique n'auront pas la même façon de gérer l'eau qu'un pays dans lequel la ressource en eau est abondante ; un pays dont le sous-sol est abondant en charbon aura une propension à utiliser de manière intensive des centrales thermiques. Le rapport à la nature inclurait un « rapport économique à l'environnement » qui se manifesterait par les effets directs de l'économie sur l'environnement (intensité des pressions environnementales<sup>2</sup>), le mode de gestion des problèmes environnementaux, et les effets de retour de l'environnement vers les activités économiques<sup>3</sup>. Le rapport économique à l'environnement serait défini lui-même par l'intégration de trois rapports : élémentaire, capitaliste général (spécifique au mode de production capitaliste), et enfin selon la forme de capitalisme particulière (Figure 1). Nous reprenons ces trois formes de rapport à l'environnement comme fil conducteur de cette section.

---

<sup>2</sup> Les pressions environnementales désignent aussi bien les prélèvements de ressources naturelles que la dégradation qualitative de l'environnement par des pollutions.

<sup>3</sup> Selon l'auteur, ceux-ci correspondent aux « effets de renchérissement des facteurs de production, effets de détérioration qualitative des facteurs et externalités négatives globales, effets de création d'activités préventives et curatives » (Zuindeau, 2008, p. 8).

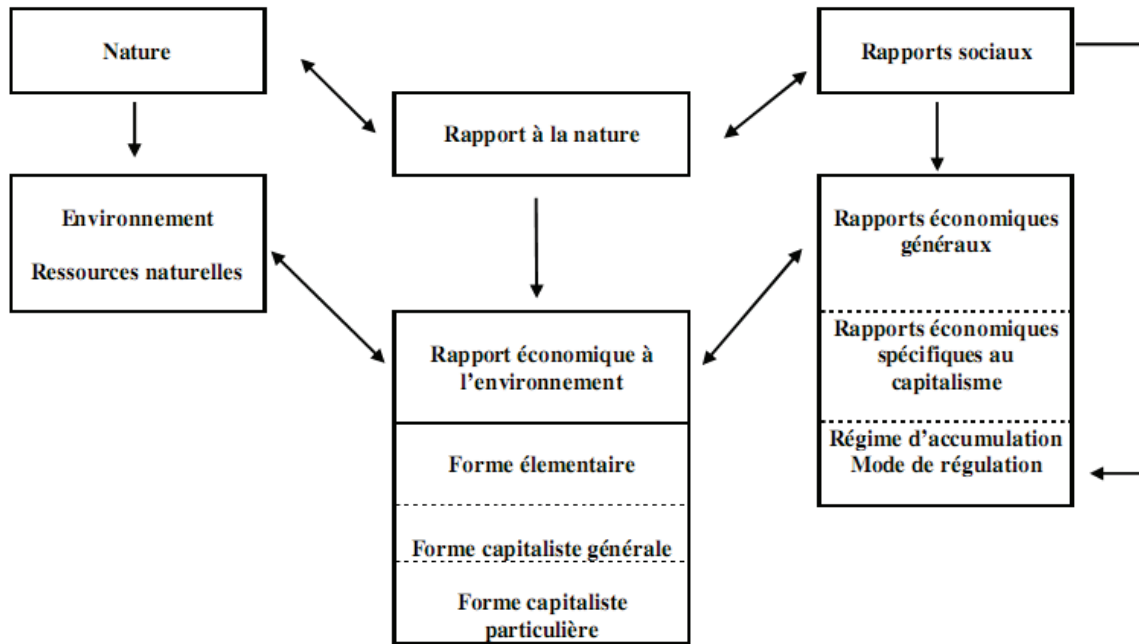


Figure 1. Présentation synoptique des liens nature / économie

Source : Zuindeau, 2008

Le fait qu'il existe un rapport social à l'environnement élémentaire, transhistorique, est aisément concevable : Zuindeau (2007) énonce ainsi que l'activité productive, de tout temps et quel que soit le système économique, suscite des pressions d'intensité variable sur l'environnement. Nous ajoutons que, symétriquement, les trajectoires de développement des sociétés humaines et, en particulier via leurs activités productives, sont, au moins pour partie, orientées par leur environnement, comme l'ont montré plusieurs travaux d'histoire de l'environnement (voir introduction). De sorte qu'il existerait bien une tension contradictoire fondamentale entre économie et biosphère : la sphère productive est dépendante de la biosphère sur laquelle elle exerce une pression potentiellement destructrice. Reste que, pour nombre d'auteurs, le passage au mode de production capitaliste implique un accroissement de ce potentiel contradictoire.



## **1.2 Rapport à l'environnement du mode de production capitaliste**

Nous exposons ici des analyses permettant de caractériser le rapport à l'environnement spécifique qu'induit le mode de production capitaliste. Ces fondements du capitalisme marquent un caractère globalement antagonique entre ce système et son environnement.

### **1.2.1 L'analyse marxienne du rapport à la nature du capitalisme**

Deux grandes idées sur les liens entre rapport à la nature et mode de production capitaliste sont présentes dans l'œuvre de Marx. Premièrement, celui-ci montre qu'un rapport particulier à la nature fonde le capitalisme. Deuxièmement, il développe l'idée que l'avènement du capitalisme induit un rapport particulier à l'environnement.

Sur la première idée, la section sur la rente foncière du livre III du *Capital* est explicite : «la grande propriété foncière décime de plus en plus la population agricole et lui oppose une population industrielle de plus en plus dense, concentrée dans les grandes villes ». L'auteur signifie ici qu'un des facteurs à l'origine des structures du capitalisme est l'appropriation de la terre, son « enclosure », ainsi que l'intensification de l'agriculture qui en découle. Ce phénomène contribue à former le prolétariat qui, séparé de ses moyens de production, se retrouve contraint de vendre sa force de travail. Autrement dit, une modification du rapport entre hommes concernant l'utilisation de la nature engendre l'émergence du rapport salarial, caractéristique primordiale de ce mode de production dans l'analyse de Marx et de ses héritiers (dont la Théorie de la Régulation).

Le deuxième point est souligné par (Foster, 2011). Celui-ci souligne que Marx qualifie d'interaction métabolique la relation que les humains entretiennent avec la nature du fait du procès de travail. Selon cet auteur, cette relation se matérialiserait par des échanges de matière entre les êtres humains et leur environnement naturel. La nature est alors une condition de production externe à la société, mais qu'il est nécessaire de préserver pour assurer le bon fonctionnement du métabolisme homme-nature. Or, le passage au mode de production capitaliste provoque une rupture de cette interaction métabolique entre la production humaine et ses conditions naturelles, qui induirait une dégradation des conditions de préservation de la

terre. En particulier, Marx reprend les travaux du chimiste Justus von Liébig (1845) sur l'épuisement des sols par l'agriculture moderne (Foster, 2011). Pour ce dernier, l'intensification de l'agriculture dans la Grande-Bretagne de l'époque conduit à des phénomènes d'exode rural et d'urbanisation qui génèrent un double problème de fertilité des sols et de pollution urbaine. En effet, les excréta, auparavant utilisés pour fertiliser les sols, ne peuvent retourner à la terre. Il s'ensuit un appauvrissement de celle-ci en nutriments tels que l'azote, le phosphore et le potassium, éliminés sous forme de déchets urbains<sup>4</sup>. La réaction à ce phénomène est l'importation en Grande-Bretagne de fertilisants issus des ossements des champs de bataille napoléoniens ou de guano péruvien, qui consisterait, selon Liebig, en un « vol » de la fertilité des autres nations. Pour cet auteur, la société capitaliste accroît sans cesse la rupture métabolique en induisant une extension du commerce international et une intensification de l'agriculture moderne. On peut trouver une explication de cette intensification, chez Marx, dans le concept de recherche d'accroissement de la rente foncière (Marx, s. d.). La classe des propriétaires fonciers, contrôlant une ressource finie, prélève un surprofit pérennisé sous forme de rente<sup>5</sup>. Les propriétaires fonciers vont inciter à la mécanisation et à l'augmentation des intrants de manière à augmenter cette rente. Le même type de constat est réalisé sur l'industrie extractive.

Nous pouvons ainsi voir poindre, dans les écrits marxistes, l'intuition de l'existence d'une limite naturelle au processus de création de richesse, limite elle-même endogène à l'agriculture capitaliste. Le passage suivant du livre I du *Capital* est, à ce propos, éclairant : « chaque progrès de l'agriculture capitaliste est un progrès non seulement dans l'art d'exploiter le travailleur, mais encore dans l'art de dépouiller le sol ; chaque progrès dans l'art d'accroître sa fertilité pour un temps, un progrès dans la ruine de ses sources durables de fertilité. Plus un

---

<sup>4</sup> Dans le cas français, ces déchets organiques urbains ont cependant été valorisés sous forme d'intrants agricoles jusqu'aux années 1880 (Barles, 2005).

<sup>5</sup> Selon Aveline (2005), Marx distingue plus exactement trois types de rentes foncières : 1/ la rente différentielle (concept inspiré de Ricardo), qui est réalisée par les exploitations utilisant les terres plus fertiles ou mieux placées que les moins fertiles ou moins bien placées (type I), ou par les exploitations intégrant un capital plus productif (type II) ; 2/ la rente absolue, versée par l'exploitant au propriétaire foncier, même sur la plus mauvaise terre (le secteur agricole serait en effet, à cette époque, marqué par une composition organique du capital plus faible, ce qui permettrait de dégager un surprofit redistribué en rente, et échappant à la péréquation du taux de profit du fait de la propriété foncière) ; et 3/ la rente de monopole, fondée sur le caractère spécifique, voire unique d'un terrain, qui n'admet pas de limites techniques, comme les deux précédentes, mais qui est déterminée par le « désir et le pouvoir d'achat des clients ». Nous pouvons noter que les rentes différentielle (de type I) et de monopole sont fondées sur le caractère limité de la terre, la rente différentielle de type II sur des différentiels d'intensité capitalistique. C'est cette dernière qui va induire en partie la course à l'intensification.

pays (...) se développe sur la base de la grande industrie, plus ce procès de destruction s'accomplit rapidement. La production capitaliste ne développe donc la technique et la combinaison du procès de production sociale qu'en épuisant en même temps les deux sources d'où jaillit toute richesse : La terre et le travailleur. » (Marx, 1867, p. 998). Ailleurs, dans *Théories sur la plus-value*, l'auteur analyse qu'une dégradation des conditions naturelles de production peut entraîner une crise économique<sup>6</sup>. Cette dégradation générera en effet un renchérissement des matières premières et ainsi une baisse des salaires distribués, du chômage et une baisse du taux de profit. Mais cette dégradation provient ici de conditions extérieures à la production capitaliste (mauvaises récoltes). Marx n'établit pas de lien entre ce phénomène et son analyse des conséquences de l'agriculture capitaliste sur la productivité des terres.

Cependant, reconnaître explicitement, d'une part, que la terre est une source de richesse<sup>7</sup> et que sa dégradation peut entraîner des crises, et, d'autre part, que la production capitaliste tend

---

<sup>6</sup> « La reproduction de la matière première ne dépendant pas seulement du travail qu'on y applique, mais aussi de la productivité de celui-ci, lié à des *conditions naturelles*, la masse elle-même (XIV-771a) la masse du produit de la même quantité de travail peut diminuer avec les bad seasons (mauvaises saisons). La valeur de la matière brute augmente donc, sa masse diminue ou encore la proportion selon laquelle l'argent devrait se reconvertir en capital, en ses différentes composantes, pour que continue la production à la même échelle, cette proportion est perturbée. Il faut dépenser plus pour la matière première, il reste moins pour le travail, et la même masse de travail qu'auparavant ne peut être absorbée. Premièrement, elle ne peut l'être physiquement, car il y a une diminution de matière première. Deuxièmement, parce qu'une plus grande quote-part de la valeur du produit doit être transformée en matière première, et que donc une part moindre peut être transformée en capital variable. La reproduction ne peut pas être répétée à la même échelle. Une partie du capital fixe inemployée, une partie des travailleurs est jetée sur le pavé. Le taux de profit baisse, parce que la valeur du capital constant a augmenté par rapport à celle du capital variable et qu'on emploie moins de capital variable. Les dépenses fixes : intérêt, rente- qu'on calcule par anticipation sur un taux de profit et d'exploitation du travail restant le même- restent les mêmes et, pour une part ne peuvent être payées. D'où crise. Crise du travail et crise du capital. On a donc affaire ici à une perturbation du procès de reproduction par augmentation de valeur d'un des éléments du capital constant qui doit être remplacé en prenant sur la valeur du produit. En outre a lieu, malgré une baisse du taux de profit, un renchérissement du produit. Si ce produit entre, comme moyen de production dans d'autres sphères de production, son renchérissement entraîne, là aussi, le même dérangement (perturbation) dans la production. S'il entre comme moyen de subsistance dans la consommation générale, ou bien il entre en même temps dans celle des travailleurs, ou bien il n'y entre pas. Dans le premier cas, les effets en coïncident avec le dérangement dans le capital variable, dont nous parlerons plus loin. Mais dans la mesure où il entre dans la consommation générale (si sa consommation ne diminue pas), la demande d'autres produits peut être réduite de ce fait ; par suite leur reconversion en argent, pour une masse correspondant à leur valeur, peut être empêchée, et ainsi, l'autre phase de leur reproduction, non pas la reconversion d'argent en capital productif mais la reconversion de marchandise en argent peut être perturbée. En tout cas la masse du profit et la masse du salaire diminuent dans cette branche et partant diminution d'une partie des returns (retrées) nécessaires pour la vente de marchandises d'autres branches de production. Mais cette inadéquacy (insuffisance) de la matière première peut également se produire sans influence des seasons (saisons) ou de la productivité naturelle du travail qui fournit la matière première. Si en effet une portion indue de la plus-value, du capital en surplus est investie en machines, etc. dans cette branche, de sorte que la matière première qui était suffisante pour l'ancienne échelle de la production ne l'est plus pour la nouvelle. » (Marx, 1975, pp. 614-615)

<sup>7</sup> Sur ce point, on peut lire dans le Livre I du *Capital* : « L'homme ne peut point procéder autrement que la nature elle-même, c'est-à-dire il ne fait que changer la forme des matières. Bien plus, dans cette oeuvre de

à épuiser cette source, donne déjà l'intuition de l'existence d'une seconde contradiction potentielle du mode de production capitaliste, en plus de la première, liée à l'antagonisme capital-travail. Mais l'auteur ne va pas jusqu'à formaliser et systématiser cette seconde contradiction sous la forme d'une loi générale qui régirait la dynamique du capitalisme. En effet, Marx et Liebig perçoivent les conséquences de la détérioration de la fertilité du sol en termes de flux internationaux de matière, et donc de détérioration de l'environnement, et ne vont pas ainsi jusqu'à en déduire explicitement une remise en cause potentielle du processus d'accumulation.

### **1.2.2 L'analyse du rapport à la nature du capitalisme dans la littérature éco-marxiste**

Pour Tanuro (2010), l'analyse de Marx sur l'appauvrissement des sols est historiquement contrariée par l'invention des engrais de synthèse, qui permettent de surmonter la contradiction. Mais Marx a cependant négligé « le passage d'un combustible renouvelable, produit de la conversion photosynthétique du flux solaire, le bois, à un combustible de stock, produit de la fossilisation du flux solaire et par conséquent épuisable à l'échelle des temps, le charbon » (Tanuro, 2010, pp. 272-273). Ce fait n'est par contre pas neutre sur la probabilité d'occurrence d'une manifestation de la seconde contradiction.

O'Connor (1998) théorise cette notion de seconde contradiction du capitalisme. Il reprend la conceptualisation marxienne de la nature comme une condition de production nécessaire à l'accumulation (condition externe de production selon Marx). Les autres conditions sont la force de travail et les espaces transformés. Toute activité de production aurait ainsi besoin d'une base matérielle qui doit être soumise aux relations de production capitaliste pour être exploitée. Cependant ces trois conditions ne sont pas, ou peu, produites par le capitalisme (l'auteur s'inspire ici du concept polanyien de marchandise fictive). Cela signifie que l'Etat prend en charge la production ou la régulation de l'utilisation de celles-ci. Or il n'y a aucune raison pour que les politiques encadrant la production ou l'utilisation des conditions de

---

simple transformation, il est encore constamment soutenu par des forces naturelles. Le travail n'est donc pas l'unique source des valeurs d'usage qu'il produit, de la richesse matérielle. Il en est le père, et la terre, la mère ». Ou encore dans la critique des programmes de Gotha et d'Erfurt: « Le travail n'est pas la source de toute richesse. La nature est tout autant la source des valeurs d'usage (qui sont bien, tout de même, la richesse réelle !) que le travail, qui n'est lui-même que l'expression d'une force naturelle, la force de travail de l'homme. »

production fonctionnent dans le sens d'une reproduction du capital dans son ensemble. En effet, l'existence de nombreux conflits entre fractions du capital, au sein de l'Etat, de la société civile, et entre ces trois composantes, rend une coordination peu probable. Ceci implique que les capitaux individuels sont inaptes à transformer les conditions de production en valeur d'échange sans risquer de les détruire. Les capitalistes, recherchant individuellement l'accumulation, vont tenter de réduire les coûts d'utilisation de ces conditions de production en externalisant ceux-ci sur l'ensemble de la société, sans que l'Etat ne puisse nécessairement reconstruire ou protéger ces conditions. Ceci va conduire à une réduction globale du profit. En résumé, la tendance des capitalistes à maximiser leurs profits individuels en maximisant leur rente sur la nature, le caractère de marchandise fictive de cette nature et la forte probabilité de non coordination des différentes composantes de la société via l'Etat vont induire une baisse de productivité irréversible de la biosphère qui se répercutera sur les coûts d'exploitation de la production. Cette augmentation des coûts sera accentuée par les mouvements sociaux demandant une amélioration des conditions environnementales. Cette baisse générale du profit aboutirait donc à une crise de sous-production due à une diminution de la plus-value. C'est ce qu'O'Connor nomme la seconde contradiction du capitalisme. Ce concept expliquerait pourquoi les économies capitalistes sont vouées à la crise par une relation contradictoire avec leurs conditions externes de production<sup>8</sup>.

Zuindeau (2007) souligne que la recherche de maximisation de la rente sur l'environnement de la part de la sphère capitaliste est permise par deux traits fondamentaux du capitalisme. Il s'agit en premier lieu, de la prédominance de la valeur d'échange dans les décisions économiques des agents, au détriment de la valeur d'usage, et en second lieu, de la circulation de l'argent comme capital.

---

<sup>8</sup> Plus précisément, O'Connor développe ce concept de manière à intégrer aussi bien les phases de contraction ou d'expansion du processus d'accumulation. Pendant les phases d'expansion, l'accroissement de la demande issue des marchés stimulera la production et entraînera des pressions environnementales accrues, les ressources seront épuisées plus rapidement et l'efficacité de leur utilisation n'aura pas une grande importance pour le capital. Dans ce contexte, le capital aurait normalement les moyens d'augmenter ses standards environnementaux, mais l'étendue ou même l'occurrence de cette augmentation dépendra du niveau de pression politique que fera peser la société civile vis à vis du capital. Pendant les périodes de crises, la pression sur la structure de coût des industries augmente. Le capital cherchera alors à réduire les coûts d'accès aux conditions de production pour maintenir sa rentabilité (flexibilisation du marché du travail et diminution des standards environnementaux notamment), et à accroître l'efficacité concernant l'utilisation de ces conditions par l'introduction de nouvelles technologies permettant de limiter la dépendance du capital vis à vis du travail et de la nature.

Ainsi, dans une perspective marxienne, les marchandises issues de la nature ont à la fois une valeur d'usage et une valeur d'échange. Dans le cadre d'une économie marchande, les agents auront tendance à ne considérer que la valeur d'échange dans leurs décisions économiques, ce qui peut conduire à une exploitation excessive de l'environnement. En effet, la valeur d'usage intègre également des éléments qualitatifs, non monétaires, qui ne sont pas pris en compte dans le cadre des transactions marchandes. Zuindeau met cette idée en parallèle avec la notion de décalage entre valeur économique totale et valeur marchande chère à l'économie de l'environnement traditionnelle. Cependant, le parallèle est discutable dans la mesure où le cadre d'analyse marxien postule plutôt l'incommensurabilité des valeurs d'usage et d'échange (Harribey, 2013), et est en cela proche de la position du courant de l'économie écologique.

La deuxième idée mise en avant par Zuindeau (2007) est que le passage au mode de production capitaliste implique que, pour les détenteurs de capitaux, le but de l'échange n'est plus la satisfaction des besoins, mais l'accumulation de capital monétaire. Cette recherche d'accumulation va conduire à une augmentation du rythme de dégradation des stocks naturels.

Notons que, pour Foster (2011), la seconde contradiction a peu de chances de se manifester étant donné la capacité du capitalisme à « fuir un écosystème pour se réfugier dans un autre » (Foster, 2011, p. 99), ou substituer une ressource par une autre. Ainsi, s'il semble y avoir consensus sur le rôle négatif du capitalisme sur son environnement parmi les auteurs éco-marxistes, il existe un débat au sein de cette communauté concernant l'effet de retour de cette dégradation environnementale sur la viabilité du mode de production capitaliste. Pour prolonger le débat, il existerait, selon nous, deux limites à l'objection de Foster :

- D'une part, rien ne garantit que le capitalisme parvienne à l'avenir à trouver des solutions de substitution permettant d'assurer sa perpétuation.
- D'autre part, si une solution est trouvée, il peut exister des périodes d'adaptation durant lesquelles le processus d'accumulation est sérieusement remis en cause, par exemple du fait de la dépendance importante du mode de production à une ressource qui dont les conditions d'accès se dégradent subitement, que ce soit pour cause d'une raréfaction absolue, ou délibérément organisée par les propriétaires de cette ressource. Ce facteur pourrait en partie expliquer les épisodes de crise des années 1970 et de la fin des années 2000 dans des économies développées toujours dépendantes du pétrole (*cf. infra*).

### **1.2.3 L'hypothèse de la Courbe Environnementale de Kuznets**

Le mode de production capitaliste conduit à la recherche constante d'une croissance de la production de valeur d'échange. Pour certains auteurs, ce phénomène n'est théoriquement pas incompatible avec la préservation de l'environnement. L'évolution d'une société donnée vers un haut niveau de développement économique s'accompagnerait ainsi d'évolutions structurelles qui contrebalanceraient l'effet environnemental de la croissance. Cette idée a été formalisée par l'hypothèse dite de la courbe environnementale de Kuznets, qui lie pressions environnementales et revenu par habitant dans une relation concave. Ainsi, les pressions environnementales, d'abord croissantes pour de faibles niveaux de revenus, sont censées décroître au-delà d'un certain niveau de revenu par habitant (Grossman et Krueger, 1995). Différentes explications théoriques sont évoquées par la littérature pour justifier cette forme (Dinda, 2004). Ces changements concernent la structure productive des économies, la technologie et les institutions environnementales. En particulier, atteindre un certain niveau de PIB permettrait de dégager les ressources nécessaires pour minimiser les dégâts environnementaux générés par l'activité humaine, et un niveau accru de demande de qualité environnementale de la part des acteurs. Les tests empiriques sur le sujet montrent une non automaticité de ce scénario et accordent aux aspects institutionnels un rôle prépondérant pour expliquer les dégradations environnementales. Quelles que soient les tendances futures, force est de constater que, depuis l'avènement du capitalisme, les pressions environnementales se sont accrues sans commune mesure, et de manière exponentielle. Entre 1800 et 2000, la population mondiale a été multipliée par 6, et la production par 50, mais la consommation d'énergie, multipliée par 40, croit de manière exponentielle, et la fraction de terre dédiée à l'utilisation anthropique intensive est passée de 10 à 30% (Steffen et al., 2011). Au cours du XXème siècle, la consommation de matière a, quant à elle, été multipliée par 8, et le rythme d'évolution de l'intensité matérielle du PIB met à jour l'existence d'un phénomène de dématérialisation relative, et non absolue, de la croissance économique (Krausmann et al., 2009). Cet ensemble d'évolutions a impliqué des rythmes accrus d'augmentation des pollutions, de destruction d'écosystèmes et de raréfaction de nombreuses ressources naturelles (IPCC, 2013; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ces éléments sont de nature à remettre en cause, du moins au niveau global et pour le moment, l'hypothèse de la courbe environnementale de Kuznets.



Nous l'avons vu, pour les auteurs marxistes, le mode de production capitaliste a tendance à entretenir une relation antagonique avec son environnement, en accroissant le potentiel contradictoire entre économie et biosphère qui caractérise le rapport à l'environnement élémentaire. Même si la littérature traitant de la courbe environnementale de Kuznets permet de nuancer cette hypothèse, ses résultats renforcent l'idée, déjà émise par Douai et Montalban (2009) ou Chester (2010), pour lesquels la seconde contradiction est latente : son occurrence et sa forme dépendront d'un ensemble d'institutions qui la régulera, cet ensemble étant variable en lieu et en temps. En effet, un ensemble de travaux met en avant une différenciation spatio-temporelle du capitalisme. Parmi ceux-ci, la théorie de la régulation a pour objet l'étude de la façon dont l'évolution des structures institutionnelles va permettre une reproduction du capitalisme malgré les contradictions inhérentes à ce mode de production. Elle s'est plus récemment focalisée sur l'analyse comparative des structures institutionnelles des formes de capitalisme contemporaines. Cette multiplicité de cadres institutionnels, au cours de l'histoire et dans la période contemporaine, notamment parce qu'ils impliquent des rythmes de croissance et des niveaux de productions différents, suggèrent également l'existence des rapports à l'environnement multiples.

### **1.3 Le rapport à l'environnement des formes historiques de capitalisme**

Rappelons que le cadre régulationniste a pour objet d'analyser la dynamique du capitalisme, la manière dont ses structures institutionnelles lui permettent de réguler, ou non, ses contradictions pour générer différentes phases de croissance et de crise. Ces structures institutionnelles sont décrites par cinq *formes institutionnelles* et constituent le *mode de régulation*. Ces formes institutionnelles sont définies comme des codifications historiques des deux rapports fondamentaux du capitalisme de l'analyse marxienne<sup>9</sup> (Boyer, 2004). Ces formes institutionnelles permettent d'assurer un ensemble de régularités nécessaires à l'accumulation, et concernant notamment les normes de production, de consommation et le mode de répartition du produit social. Ces régularités forment le *régime d'accumulation*.

---

<sup>9</sup> Les formes institutionnelles sont les formes de la contrainte monétaire, de la concurrence et les modalités d'adhésion au régime international (qui constituent une codification du rapport marchand), les formes du rapport salarial, et les formes de l'État (qui a des conséquences sur les deux rapports) (Chavance, 2012).



D'une manière générale, un régime d'accumulation est viable lorsqu'il permet une certaine adéquation, sur une période prolongée, entre les transformations des conditions de production et celles des conditions de la consommation finale (Lipietz, 1984). Le *mode de développement* est l'association d'un régime d'accumulation et du mode de régulation le soutenant. Ces différents modes de développement vont se succéder dans l'histoire et définissent ainsi des formes historiques du capitalisme.

Le cadre d'analyse régulationniste n'a que peu été mobilisé pour analyser la problématique environnementale en général, et le rapport à l'environnement des modèles de capitalisme en particulier, c'est à dire l'influence réciproque entre les modèles de capitalismes et leur environnement. Lipietz (2002) en donne deux raisons : peu de régulationnistes sont environnementalistes, et les régulationnistes ont au cœur de leur analyse l'étude des compromis institutionnalisés (le construit). Or, il n'existe pas de compromis institutionnalisés avec la nature car il n'existe de compromis qu'entre humains (Lipietz, 2002, p. 224). Si l'on peut aisément souscrire à cet argument, cet état de fait implique, en revanche, que ne sont pas analysés les compromis entre hommes à propos de la nature, les implications des types de capitalismes sur la nature, et les effets des variations des conditions naturelles sur les types de capitalisme.

Certains auteurs ont tenté de combler ces lacunes, soit en cherchant à « périodiser » le rapport à l'environnement au regard des modes de développement, soit en tentant d'amender les cadres analytiques eux-mêmes.

### **1.3.1 « Périodiser » le rapport à l'environnement au regard des modes de développement**

#### **1.3.1.1 Lipietz et l'histoire des crises écologiques**

Au troisième chapitre de son ouvrage, Lipietz (1999) procède à un historique, dans une perspective de très long terme, de ce qu'il nomme les « grandes crises écologiques » et comment l'espèce humaine s'adapte à celles-ci grâce à une nouvelle organisation sociale. Nous pouvons noter que, pour cet auteur, les crises écologiques ne sont pas seulement des crises liées à l'environnement naturel. En effet, l'écologie politique, telle que la définit Lipietz (c'est à dire l'écologie de l'espèce humaine, animal politique), est l'étude du rapport entre

trois pôles : les individus composant l'espèce humaine, l'activité organisée de cette espèce et l'environnement de cette activité (Lipietz, 1999, p. 12).

Les crises écologiques que subit l'espèce humaine sont alors autant liées à la relation entre cette espèce et son environnement (un dépassement de la capacité de charge de l'écosystème<sup>10</sup> dans lequel s'insère l'espèce humaine par exemple), qu'à l'organisation des sociétés humaines elles-mêmes (crise inhérente aux modes de développement de la théorie de la régulation par exemple). L'intérêt de cette histoire des crises est d'exposer un certain nombre d'interactions générales entre l'organisation sociale et son environnement, en montrant comment un rapport à l'environnement particulier amène une adaptation de l'organisation sociale qui va, en retour, produire un rapport à l'environnement spécifique. En particulier, l'évolution précapitaliste va conduire à un rapport à la nature qui sera à la base du rapport salarial des premières phases du capitalisme (Lipietz reprend ici l'analyse marxienne en la complétant). Un autre mérite de cette analyse est de fournir une ébauche d'un certain nombre de liens entre formes historiques de capitalisme et rapport à l'environnement.

#### *L'évolution précapitaliste*

Les premières crises que connaît l'humanité sont des crises de rareté (provenant d'une capacité de charge de l'environnement insuffisante). La société du Paléolithique (société de chasse et cueillette) dépend totalement de cette capacité de charge d'un territoire donné et, une fois celle-ci atteinte, les peuples s'adaptent en migrant vers d'autres territoires. Mais, si la crise est plus grave, si le problème de manque de capacité de charge du territoire est tel que les peuples ont affaire à une « grande crise », non surmontable par l'organisation sociale, cette dernière est forcée de s'y adapter par une invention. En l'occurrence, pour la société du Paléolithique, cette invention était la révolution néolithique qui a eu lieu il y a 12 000 ans, et qui a consisté, pour l'espèce humaine, à se sédentariser sur un territoire pour améliorer sa capacité de charge par la culture et l'élevage. Cette époque et ces faits correspondent aux premières artificialisations de l'environnement naturel.

La sédentarisation va entraîner l'apparition de sous-groupes dans les communautés humaines. A côté des activités productives, apparaissent des activités administratives, effectuées par des

---

<sup>10</sup> Capacité maximale de population qu'un écosystème peut supporter.

individus vivant du travail des autres, en échange des services rendus. Ce service confère à ces classes un droit souvent abusif sur le produit de la communauté, et a comme conséquence potentielle une amplification des crises de rareté. Donc, selon Lipietz, cette différenciation sociale est à l'origine d'un deuxième type de problèmes écologiques qui se superposent au premier, les crises résultant d'un mauvais rapport dans la distribution sociale des richesses produites.

Pour l'auteur, la grande crise du féodalisme du XIV<sup>ème</sup> est due à une conjonction des deux types de crises : de rareté et de répartition. En effet, à cette époque, les capacités de charge des territoires européens atteignent leurs limites, compte tenu des techniques agraires disponibles et du prélèvement opéré par les non travailleurs (les seigneurs). La population européenne, affaiblie, perd la moitié de son effectif sous l'effet de la peste. La réaction à cette grande crise est l'invention de nouvelles techniques de production qui consistent à améliorer la terre elle-même.

Pour l'auteur, ces nouvelles techniques vont être à la base de nouveaux rapports sociaux : il faut, pour que les paysans soient incités au travail de bonification, qu'ils soient certains que le travail de bonification de la terre fourni leur reviendra sous la forme d'une plus grande part de richesse. Ceci implique de limiter les prélèvements des seigneurs (on passe ainsi du métayage au fermage) et de privatiser les communaux (terres appartenant à la communauté villageoise) au profit des fermiers les plus riches, ayant les moyens d'opérer cette bonification de la terre. Se développe, à côté, un prolétariat agricole travaillant pour ces paysans riches, puis un prolétariat urbain au fur et à mesure que progresse la productivité du travail agricole. La grande crise du féodalisme a donc conduit à une appropriation de certaines terres agricoles, donc à l'émergence du capitalisme agricole, puis industriel lors de la révolution industrielle, nourrie par le prolétariat urbain. Elle a donc permis l'émergence de la forme de rapport salarial caractérisant les premiers modes de développement du capitalisme.

*Les crises pendant la période capitaliste*

Cette série d'évolutions précapitalistes génère le mode de développement que l'école de la régulation qualifie de « régime extensif en régulation concurrentielle ». Celui-ci est marqué par un accroissement de la productivité du travail, mais qui s'opère par l'utilisation de plus en plus importante d'énergie pour la production d'une quantité de marchandises donnée. A cette

époque, l'énergie semble inépuisable. Ces progrès ont donc pour effet d'effacer les crises de rareté « naturelles », en repoussant les limites de la capacité de charge des territoires.

Pendant toute une période, les crises seront donc du second type, c'est à dire liées à une mauvaise répartition du produit social. « *Les grandes catastrophes qui se succèdent depuis le XVIème siècle [...] ne peuvent plus être imputées à l'excès de charge humaine sur les écosystèmes, mais à l'excès de la charge de certains groupes sociaux sur les multitudes humaines* » (Lipietz, 1999, p. 50). En effet, jusqu'au Fordisme, la présence d'une « armée de réserve », c'est-à-dire de l'importance du contingent des prolétaires ruraux et urbains que nous avons évoquée plus haut, implique une faiblesse des niveaux de salaires ouvriers. Cette faiblesse entraîne la première crise du capitalisme des années 1930, liée à la sous-consommation des classes populaires, mais également de l'incapacité de la force de travail à se reproduire correctement du fait des conditions matérielles, y compris s'agissant de l'insalubrité des usines et des logements ouvriers. En d'autres termes, même si le système capitaliste semble, pour l'auteur, évacuer le danger de crise de rareté, il butte sur une autre limite écosystémique : le caractère limité de la fonction de régulation des écosystèmes.

A cette époque, les mouvements syndicaux et les médecins ouvriers hygiénistes mènent alors une lutte pour l'amélioration des conditions de travail et de vie des ouvriers : limitation du temps de travail, interdiction du travail des enfants, retraite, mais aussi lutte contre l'insalubrité des taudis. La résolution de ce conflit par une politique de lutte contre l'insalubrité apparaît ici comme une condition de la reproduction de la force de travail et donc de l'accumulation capitaliste.

Si la structure institutionnelle sur laquelle se base le mode de développement fordiste permettra de surmonter temporairement les crises de sous-consommation, elle conduira cependant à se rapprocher davantage des limites des fonctions de régulation des écosystèmes et à un retour possible des crises de rareté en introduisant un nouveau type de crise écologique : les crises de surconsommation. Celles-ci peuvent avoir des effets locaux (pollution de l'air et de l'eau, destruction d'écosystèmes) ou globaux (pluies acides, érosion de la couche d'ozone, effet de serre, acidification des océans). Les crises globales seront les dernières à être régulées du fait que les sociétés qui en sont responsables peuvent être différentes des sociétés qui en sont victimes.

Enfin, pour Lipietz, les modèles actuels de capitalisme, surtout les plus libéraux, auraient la particularité de cumuler les types de crise : crises liées à la mauvaise répartition des richesses, entraînant un rapport social dégradé (précarité, chômage, exclusion, accident du travail, insalubrité, faim) et des crises de surconsommation, du fait du niveau de consommation des couches sociales supérieures et des conséquences environnementales, toujours présentes, de la surconsommation fordiste.

L'intérêt de l'analyse des crises écologiques réalisée par Lipietz (1999) peut se résumer en un certain nombre de points :

- Elle permet de montrer qu'une partie des facteurs à l'origine du capitalisme vient de la modification du rapport à l'environnement (en l'occurrence, la propriété de la terre, qui est elle-même une réaction à l'imbrication des crises de rareté et de répartition qui caractérise le système féodal).
- Elle permet également de montrer que les modes de développement du capitalisme génèrent un rapport à l'environnement particulier : insalubrité et pollution urbaine dans les premiers stades du capitalisme, crises de « surconsommation » liées au fordisme.
- L'auteur énonce que la viabilité d'un système économique, question centrale de la théorie de la régulation, peut passer par la prise en charge de ces problèmes environnementaux (compromis sur l'insalubrité).
- Enfin, et alors que les marxistes écologiques ont tendance à considérer que les crises sociales et environnementales viennent d'une même cause, c'est à dire d'un ensemble de caractéristiques inhérentes au mode de production capitaliste, Lipietz donne l'intuition de l'existence d'un phénomène d'interaction entre ces crises grâce à son analyse de la déstabilisation du féodalisme, qui provient d'une combinaison des crises de rareté et de répartition.

Mais trois remarques viennent nuancer l'apport de Lipietz. Premièrement, la démonstration empirique de cette histoire des crises est lacunaire, en particulier concernant les effets des modes de développement sur l'environnement. Deuxièmement, l'auteur ne tient pas compte du fait que la combinaison de l'augmentation du rythme de consommation d'énergie lié au

Fordisme et du choc pétrolier est probablement un des facteurs majeurs de déstabilisation de ce système, sans doute car un des objets principaux de la théorie de la régulation est de montrer que d'autres facteurs liés à ce mode de développement sont tout autant responsables de sa propre crise (cf. infra). Enfin, la question du statut conceptuel du rapport à l'environnement n'est pas explicitement posée, ce que notent (Becker et Raza, 1999), nous y reviendrons.

### **1.3.1.2 Zuindeau : le rapport économique à l'environnement comme conséquence du régime d'accumulation et du mode de régulation**

Zuindeau (2007 et 2008) aborde les questions du lien entre les formes particulières du rapport économique à l'environnement et les modes de développement. En effet, l'auteur reprend l'idée de l'existence d'une grande hétérogénéité historique des formes de rapport à l'environnement en fonction des modes de développement. Mais, à la différence de Lipietz (1999), Zuindeau (2007) théorise et définit ce qu'il entend par « forme particulière du rapport économique à l'environnement ». Pour lui, ces formes particulières se distinguent dans trois composantes. Elles se manifestent par leurs effets directs sur l'environnement (intensité des pressions environnementales), leur mode de gestion des problèmes environnementaux, et les effets de retour de l'environnement vers les activités économiques<sup>11</sup>.

L'auteur se livre à une analyse du lien qu'entretient le rapport économique à l'environnement avec le régime d'accumulation, puis avec le mode de régulation.

#### *Rapport à l'environnement et régime d'accumulation*

Zuindeau évoque ici les conséquences environnementales des régimes d'accumulation et les réponses apportées par les sociétés à ces problèmes. Pour l'auteur, ces réponses peuvent notamment se caractériser par les groupes sociaux sur lesquels elles font porter la charge liée au traitement du problème environnemental (victime-payeur, pollueur-payeur ou collectivité-payeur).

---

<sup>11</sup> Selon l'auteur, ceux-ci correspondent aux « effets de renchérissement des facteurs de production, effets de détérioration qualitative des facteurs et externalités négatives globales, effets de création d'activités préventives et curatives » (Zuindeau, 2008, p. 8).

Pendant le régime d'*accumulation extensif*, il relève, comme l'avait fait Lipietz (1999), une montée importante des pressions environnementales, qu'il explique par la sous-valorisation de l'environnement. En dépit de la montée de ces pressions, les institutions de l'époque ne permettent pas la prise en charge collective de ces problèmes environnementaux<sup>12</sup>. L'auteur explique ce fait par un rapport salarial en défaveur des salariés, ce qui ne permet notamment pas la réglementation des nuisances environnementales à fortes implications sanitaires. Il y a donc absence de traitement de ces problèmes, ce qui conduit à faire reposer les conséquences sanitaires des pressions sur les victimes (ici les salariés). Cette absence de traitement des répercussions environnementales induit également un faible prix à la destruction de ressources, ce qui va alimenter l'accumulation.

L'*accumulation intensive* accroît encore les pressions, surtout en période fordiste. En effet, durant celle-ci, la consommation et la production s'accroissent considérablement. De plus, le soutien de l'Etat aux gains de productivité implique une gestion de l'espace et des politiques d'équipements publics qui vont induire de fortes pressions urbaines (congestion, pollution de l'eau et de l'air).

Cependant, l'auteur note l'émergence, suite à un certain nombre de luttes sociales, d'un mode de gestion des problèmes environnementaux où prédominent le traitement curatif des pollutions<sup>13</sup> et une prise en charge « collectivité-payeur » et « pollueur-payeur ». Dans ces cas, la collectivité ou le pollueur ont la charge de la gestion du problème environnemental. Selon Zuindeau (2008), la prise en charge « collectivité-payeur » est liée à l'instauration du système d'Etat-Providence, dont le principe est la mutualisation des risques (chômage, vieillesse) mais aussi ceux concernant la santé humaine, donc l'environnement. L'émergence

---

<sup>12</sup> «Le décret-loi français du 15 octobre 1810, relatif aux établissements dangereux, ne retient comme nuisance que les odeurs incommodes et insalubres » (Zuindeau, 2008, p. 9).

<sup>13</sup> Il y a traitement curatif ou réparateur lorsque le problème de pollution est traité après l'émission de celle-ci (les technologies en bout de chaîne, également nommées additives entrent dans cette catégorie). Symétriquement, le traitement préventif consiste à éviter l'émission de la pollution (par exemple les technologies propres ou intégrées). On considère en général le traitement curatif moins coûteux à court terme (par exemple, il est plus coûteux pour une économie donnée, à court terme, de fermer ses centrales à charbon et de les remplacer par des équipements de production d'énergie renouvelable que de filtrer les rejets atmosphériques de ces centrales).

du principe « pollueur-payeur » serait, quant à elle, favorisée par le renforcement de pressions sociales issues d'associations ou d'effets NIMBY<sup>14</sup>.

L'effet de retour sur l'économie de ce mode de gestion sera double : il impliquera un accroissement de la profitabilité des entreprises du secteur de la protection de l'environnement et, en parallèle, une diminution de celle des entreprises polluantes. Cependant, nous pouvons noter ici que, comme Lipietz (1999), l'auteur ne tient pas compte de l'effet de retour que produira la combinaison de l'augmentation du rythme de consommation d'énergie et du choc pétrolier sur l'économie fordiste.

Zuindeau (2008) termine son analyse par une tentative de caractérisation des rapports à l'environnement concomitants des formes contemporaines de capitalisme. Ceux-ci seraient donc caractérisés par deux logiques contradictoires concernant le rapport économique à l'environnement : une logique dite « néolibérale » et une logique favorisant les formes de compétitivité hors coûts.

**La première** privilégie la baisse des coûts pour améliorer la compétitivité des entreprises et s'explique par un phénomène de domination de la sphère financière sur le reste de l'économie. Cette compétitivité par les coûts serait notamment assurée par la baisse des coûts salariaux et l'externalisation par les entreprises des coûts engendrés par les pressions environnementales<sup>15</sup>. Ce modèle tendrait donc à accentuer certaines pressions sur l'environnement en privilégiant un report des coûts sur la collectivité via des externalités environnementales. D'autre part, ce modèle serait marqué par un recours aux mécanismes marchands de gestion de l'environnement, l'utilisation de tels modes de gestion des problèmes environnementaux est, en effet, supposée moins contraignante et coûteuse pour les entreprises. Les marchés de droits à polluer et les systèmes de quotas transférables sont réputés plus souples qu'une norme car permettant en principe de réduire les émissions les moins coûteuses en priorité. Mais ces coûts ne sont, bien souvent, que transférés à la collectivité. A ce propos, Mansfield (2004) note, dans le contexte de la réglementation américaine des pêcheries du Pacifique nord, que l'utilisation de ces instruments implique la

---

<sup>14</sup> Le syndrome NIMBY (Not In My Backyard ou Pas Dans Mon Jardin) est une forme de comportement de passager clandestin qui consiste, pour une personne, à avoir un avis favorable sur le développement d'une infrastructure ou équipement de production quelconque, mais à refuser son installation à proximité de son lieu de vie.

<sup>15</sup> Notamment concernant les externalités ayant des conséquences globales (émission de gaz à effet de serre).



conception d'une réglementation complexe conçue pour protéger le marché ainsi créé : *“neoliberal model of market reform involves micromanaging the dynamics of power and competition among firms, sectors, and the different fisheries of the North Pacific, all in the name of protecting the competitive, market context”* (Mansfield, 2004, p. 576). La privatisation de la nature qu'implique les modes de gestion marchands de l'environnement s'accompagnent ici d'une forte et complexe intervention publique qui fait peser une partie des coûts de gestion sur la collectivité.

**La deuxième logique** favoriserait les formes de compétitivité hors coûts et la prise en compte de l'environnement qui est un moyen de différenciation par la qualité. Le mode de gestion de l'environnement peut accompagner ces initiatives, et des instruments peuvent être mis en place : de type « éco-labellisation », permettant de garantir la qualité d'un procédé ou d'un produit ; ou de type « subvention », permettant de soutenir financièrement l'utilisation de procédés ou de produits respectueux de l'environnement. Se renforceraient alors la logique préventive et les modalités de prise en charge par les collectivités et les pollueurs.

Pour Zuideau (2008), cette dernière logique serait liée à une contestation des normes de production et de consommation de masse fordiste qui avaient entraîné des pressions accrues sur l'environnement : incitation au gaspillage, renouvellement rapide des objets, suremballage, *etc.* Cependant, nous pouvons remarquer que le type de pressions que l'auteur cite comme exemple caractérisant le Fordisme ne va pas nécessairement en s'améliorant avec le post-Fordisme centré sur la qualité. Le taux de renouvellement important des biens d'équipement liés aux technologies de l'information et de la communication, ou des automobiles pour les couches supérieures en témoigne. Plus généralement, l'entrée de formes d'organisation des firmes de certains secteurs dans un modèle de réactivité (Cohendet et Llerena, 1990), impliquant une fréquence d'innovation accrue pour répondre à une exigence croissante de renouvellement des gammes, peut induire un raccourcissement de la durée de vie des produits. La concurrence par la qualité ne va donc pas systématiquement de pair avec une atténuation des pressions environnementales fordistes. Ce qui est important pour caractériser les performances environnementales d'une logique n'est donc peut-être pas seulement réductible à cette distinction « compétitivité coût/compétitivité hors coût ». Il conviendrait également de se poser la question du type de qualité qu'induit la logique de compétitivité hors coût.

L'intérêt de cette analyse est de poser l'hypothèse que les modes de gestion des problèmes environnementaux, les pressions environnementales ainsi que les effets de retour de l'environnement vers l'économie ont évolué avec les régimes d'accumulation qui se sont succédés. Autrement dit, le rapport à l'environnement évoluerait dans ces trois dimensions en fonction des formes historiques de capitalisme. De plus, l'analyse montre que les formes contemporaines sont aussi susceptibles d'engendrer des rapports à l'environnement particulier.

*Rapport à l'environnement et mode de régulation*

Zuindeau (2008) reprend le concept de complémentarité de Amable (2005) pour expliquer que la conjonction entre un rapport à l'environnement et régime d'accumulation ne résulte pas de la simple coïncidence. Il fait ainsi l'hypothèse que « *la forme particulière du rapport économique à l'environnement sera influencée par le contenu et l'évolution des formes institutionnelles dans une économie donnée* » (Zuindeau, 2008, p. 11).

L'auteur donne trois exemples de liens entre la forme du rapport économique à l'environnement - et plus particulièrement du mode de gestion des problèmes environnementaux - et les formes institutionnelles de la théorie de la régulation :

- Une forme de l'Etat de type Etat-Providence aurait favorisé un mode de traitement curatif et une prise en charge par la collectivité des dommages environnementaux pendant le Fordisme. La montée du rôle de l'Etat, pendant cette époque, dans le pilotage macroéconomique d'ensemble renforce son rôle dans certains domaines liés à l'environnement, comme l'approvisionnement énergétique, la collecte et le traitement des déchets et des eaux usées.
- La forme de la concurrence influencerait aussi la forme du rapport économique à l'environnement : lorsque celle-ci s'exerce par les coûts, les démarches volontaires des entreprises vers un plus grand respect de l'environnement seraient moins probables, alors que des politiques environnementales restrictives seraient mieux acceptées par les entreprises ayant une stratégie hors coûts. L'auteur reprend en cela son analyse des deux logiques post-fordistes.

- Enfin, si la forme d'adhésion au régime international induit une ouverture du pays en terme de circulation des capitaux et des marchandises, cela aura pour conséquences : soit une recherche de réduction des coûts induits par le mode de gestion des problèmes environnementaux sur les entreprises en diminuant la sévérité de celui-ci (recherche de mode de gestion moins coûteux, utilisation d'instruments, au départ dédiés au mode de gestion de l'environnement, pour accroître la compétitivité de ces entreprises), soit la recherche d'une coopération internationale pour aboutir à une norme partagée par tous (la norme ISO 14000 et le protocole de Kyoto en sont deux exemples).

L'analyse de Zuindeau constitue une des premières approches des liens entre les formes de capitalisme contemporaines et leur rapport à l'environnement. Sont donc mis en place dans ce travail des bases de réflexion sur les complémentarités entre formes institutionnelles et mode de gestion des problèmes environnementaux.

Trois limites peuvent être, selon nous, relevées. Premièrement, si Zuindeau (2007, 2008) élabore des hypothèses pour expliquer la forme spécifique que revêt le mode de gestion des problèmes environnementaux, il n'analyse qu'épisodiquement les raisons de l'évolution conjointe entre les deux autres aspects du rapport à l'environnement (pressions environnementales et effets de retour sur l'économie) et le régime d'accumulation. Deuxièmement, l'auteur délaisse le processus d'institutionnalisation des institutions environnementales pour se concentrer sur la cohérence ex-post du mode de régulation (Douai et Montalban, 2009). Ainsi, il ne considère que les éventuels mécanismes de complémentarité institutionnelle sans envisager d'autres phénomènes d'interaction institutionnelle (de hiérarchie par exemple, Chester, 2010, cf. chapitre 2). Troisièmement, la question du statut du rapport à l'environnement, et spécifiquement de l'aspect institutionnel de ce rapport, dans les concepts de la régulation n'est pas explicitement abordée. Le fait que l'auteur produise une analyse en termes de complémentarités entre mode de gestion des problèmes environnementaux et les formes institutionnelles de la théorie de la régulation semble indiquer que sa proximité avec l'idée d'une conceptualisation du rapport institutionnel à l'environnement comme forme institutionnelle est vraisemblable, mais cette idée n'est pas explicite dans son analyse.

### **1.3.2 Conceptualiser le rapport entre environnement et société comme forme institutionnelle**

Un certain nombre de travaux ont discuté de la possibilité pour le rapport social à l'environnement d'être considéré comme « forme institutionnelle » de la théorie de la régulation (Becker et Raza, 1999 ; Rousseau, 2002).

Une forme institutionnelle est « toute codification d'un ou plusieurs rapports sociaux fondamentaux » (Boyer, 2004, p. 39). Les deux rapports sociaux fondamentaux caractérisant le mode de production capitaliste sont définis par Marx comme étant la relation marchande et le rapport salarial. La théorie de la régulation en déduit l'existence de cinq formes institutionnelles dont le contenu évolue au gré des crises et de la dynamique des rapports de forces. La manière dont se combinent ces formes institutionnelles, le mode de régulation, vont impliquer des régimes d'accumulation différenciés, associés à des rythmes d'accumulation et des facteurs de déstabilisation spécifiques.

Dans ce cadre, les auteurs ne s'attachent pas seulement à montrer que le rapport à l'environnement varie avec les modes de développement, mais aussi : 1/ qu'un rapport à l'environnement particulier est constitutif du mode de production capitaliste, 2/ que les composantes institutionnelles de ce rapport à l'environnement font l'objet de conflits contenus, dans la durée, par un compromis et 3/ qu'il se combine avec les autres formes institutionnelles pour produire un rythme d'accumulation particulier, voire qu'il constitue un facteur de déstabilisation du régime d'accumulation. Cependant, nous verrons que ces analyses subissent certaines lacunes conceptuelles et empiriques et donc nécessitent d'être complétées.

#### **1.3.2.1 Becker et Raza : La contrainte écologique comme sixième forme institutionnelle**

Becker et Raza (1999) partent d'une critique des conceptions de Lipietz (1999) développées précédemment. Selon eux, ce dernier ne traite pas du rapport social à la nature spécifique qu'introduit le capitalisme par rapport aux autres modes de production, qui découle de sa tendance systématique à l'accumulation. Ainsi, Lipietz ne cherche pas à intégrer le rapport à

l'environnement dans le corpus régulationniste et laisse donc un certain nombre de questions théoriques en suspens, comme le font remarquer les auteurs :

*“What is the status of ecology in a regulationist approach? What significance does nature have for the accumulation process? Is the regulation of man's relationship with nature a "structural form" of capitalist regulation or can it be subsumed e.g. under the relations of competition? What types of social conflicts give rise to ecological regulation?”* (Becker et Raza, 1999, p. 3).

Pour Becker et Raza, il est donc nécessaire d'«écologiser» la théorie de la régulation<sup>16</sup> car celle-ci n'intègre pas, dans son architecture générale et ses concepts, les contraintes environnementales en termes de disponibilité des ressources et de capacité d'absorption du milieu naturel, alors que l'on pourrait s'attendre à ce que celles-ci soient des contraintes à l'accumulation.

Pour tenir compte de cette double contrainte, ils reformulent le processus de valorisation marxien A-M-A' (Argent - Marchandise – Argent), en A-M/N ... M'/N-A' (N étant la nature). La production de marchandises dépend de la disponibilité des ressources en matières premières et en énergie (M/N). La capacité d'absorption du milieu naturel détermine le volume absorbable de pollutions dues aux processus de production, et donc pose une deuxième contrainte sur le volume de marchandise qui peut être produit (M'/N). Or, ce processus de valorisation est conduit, dans le mode de production capitaliste, dans un but d'accumulation.

Les auteurs reprennent le concept de seconde contradiction d'O'Connor (1998) et notamment l'idée des trois conditions de productions nécessaires au capitalisme. Pour eux, cette idée expliquerait que le capitalisme s'étende dans certains domaines : social (instaurer des mécanismes permettant la reproduction de la force de travail), spatial (coloniser de nouveaux territoires) et naturel (par exemple, l'exploitation de nouvelles formes de nature comme le génome humain et la biodiversité des régions tropicales par l'industrie des biotechnologies). Les auteurs sont proches en cela de l'idée de Foster (2011) sur la façon dont le capitalisme passe d'écosystème en écosystème pour surmonter sa seconde contradiction. La forme que

---

<sup>16</sup> Cette notion d'«écologisation» de la Théorie de la régulation est proposée par Gendron (2001, pp. 87-89).

prendra la régulation autour de l'accès aux trois domaines susnommés - et plus généralement autour de formes spécifiques d'utilisation d'énergies ou de matières - sera le résultat de rapports de forces. En effet, certaines stratégies d'accumulation nécessitent un accès spécifique à des formes particulières de nature. Elles peuvent, de ce fait, s'avérer être concurrentes avec d'autres stratégies d'accumulation ou avec le reste de la société. Parfois, cette régulation perdra sa viabilité et pourra provoquer une grande crise, notamment en raison de cette seconde contradiction du capitalisme.

Après avoir montré que le rapport à la nature est nécessaire à l'accumulation, mais qu'il fait l'objet de conflits dont la forme de la résolution agit sur l'accumulation, les auteurs conçoivent une sixième forme institutionnelle intitulée « relation sociale à la nature ». Le monde matériel constitue une contrainte à la production capitaliste, comme la monnaie pour Aglietta (1979), les auteurs proposent alors de nommer cette forme institutionnelle la « contrainte écologique ». Cette sixième forme permettrait de représenter des règles encadrant l'accès à l'utilisation du monde matériel pour les activités de production et de reproduction. Cet ensemble détermine la distribution spatiale et temporelle des coûts écologiques et des bénéfices de ces activités de production et de reproduction. De ce fait, cette contrainte écologique est sujette à des conflits socio-politiques qui peuvent être menés à différentes échelles territoriales (locale, nationale, supranationale) et le but des acteurs est d'obtenir l'institutionnalisation par l'Etat de la solution qui est dans leurs intérêts.

Qu'en est-il alors des nécessaires liens entre cette contrainte écologique et les autres formes institutionnelles ? Becker et Raza ne pratiquent pas une analyse systématique des interactions entre la contrainte écologique et les autres formes institutionnelles, pour chaque mode de développement, mais se contentent de lancer cette piste de recherche. Ce travail de recherche des interactions entre rapport social à l'environnement et formes institutionnelles est, en partie, effectué par Rousseau.

### **1.3.2.2 Rousseau : le rapport à l'environnement comme forme institutionnelle**

En premier lieu, Rousseau (2002) élabore une définition de ce qu'elle entend par « rapport à l'environnement ». Elle procède ensuite à la reconstitution de son évolution, avant de se poser la question de son intégration aux concepts de la Théorie de la régulation. En effet, le rapport à l'environnement peut être vu, selon l'auteure, comme une régularité permettant

l'accumulation du capital (donc intégré au régime d'accumulation), ou comme générateur de conflits devant être régulés pour permettre cette accumulation (donc comme élément du mode de régulation).

Rappelons que l'auteure intègre au rapport social à l'environnement, l'ensemble des liens qui unissent la société et l'ensemble des éléments naturels, les perceptions collectives de la nature et l'organisation sociale se structurant autour de la nature (mode d'utilisation, de transformation et de protection des objets naturels). Cette organisation sociale se structurant autour de la nature va notamment être encadrée par des institutions qui seront l'expression de compromis entre les différents groupes sociaux ayant des perceptions de la nature différenciées dans un ensemble territorial et à un instant donné. En effet, les perceptions sont changeantes en lieu et en temps. Elles dépendent notamment de l'état et de la diffusion des connaissances scientifiques qui influencent la compréhension des objets naturels et, donc, l'utilisation qu'il est possible d'en faire ainsi que les risques associés (Rousseau, 2004). Selon l'auteure, ces différences de perceptions vont être à la base de rapports à l'environnement très divers.

*L'évolution du rapport à l'environnement au cours du temps*

Rousseau reprend ici la typologie des « cités » de Boltanski et Thévenot (1987), issue de la théorie des conventions et appliquée à la nature par Godard (1990), pour qualifier cette évolution du rapport à la nature.

Les compromis donnant forme au rapport social à l'environnement, du fait d'une compréhension restreinte des phénomènes naturels, s'établissent d'abord sur une base inspirée<sup>17</sup> et domestique<sup>18</sup> jusqu'au Moyen-âge ; l'influence du divin empêche une exploitation de la nature à des fins uniquement humaines. S'opèrerait alors une rationalisation progressive du rapport à la nature sous l'effet des découvertes scientifiques et de la mise en place d'un régime de propriété privée qui va de pair avec le développement d'une classe de marchands et propriétaires terriens. La gestion de l'environnement devient ainsi marchande<sup>19</sup>,

---

<sup>17</sup> Dans la cité inspirée, la nature est considérée et respectée comme création divine.

<sup>18</sup> Dans la cité domestique, la nature est une possession, une marque d'appartenance à un groupe et un patrimoine transmissible aux générations futures.

<sup>19</sup> Dans la cité marchande, les individus y sont individualistes ; la nature y est réduite au rang de marchandise.

industrielle<sup>20</sup> et domestique (mais la propriété ne vient plus du divin et appartient à des propriétaires fonciers et entrepreneurs) lors de la révolution industrielle. Le développement industriel donne à l'Homme l'impression qu'il n'est plus subordonné aux lois de la nature (cela rejoint la conception de Lipietz de fin des crises de rareté). Mais symétriquement, ce développement industriel serait notamment permis par la croyance en des ressources naturelles inépuisables. Pour ces raisons, cette période marque une forte montée des pressions environnementales qui prendront la forme d'externalités urbaines et de pollutions liées à l'activité industrielle. Juridiquement, le rapport à l'environnement se traduit essentiellement par une distribution de droits de propriété.

Ce type de rapport à l'environnement atteint son apogée pendant la période des Trente Glorieuses. On ne parle d'ailleurs plus de « nature » mais d'« environnement », c'est à dire un ensemble d'éléments extérieurs à l'Homme et entourant celui-ci. De par son régime de croissance, basé sur la consommation et la production de masse et un rapport salarial permettant le tourisme de masse, mais aussi du fait que la rupture des liens qui unissent l'Homme et la nature soit perçue comme un progrès, l'intensité des pressions sur la nature croît de manière importante. Un ensemble de mesures étatiques sont adoptées pour protéger les industries contre les risques de plaintes pour pollution (Ost, 1995).

Les années 1970 seraient marquées par une transition vers un nouveau rapport à l'environnement où deux autres cités se superposent à celles du Fordisme : les cités civiques et celles de renom. Dans une cité civique, les décisions seraient prises selon un principe de conformité au bien commun. L'établissement d'une telle cité exige la mise en place d'un principe d'égalité des citoyens face à la nature. On peut interpréter cela comme la nécessité, pour cette cité, de distribuer à tous ses citoyens (présents ou futurs) une même qualité d'environnement. Ce sont les associations de protection de la nature, souvent de dimension internationale, qui portent alors cette exigence de cité civique. Dans une cité de renom, c'est la visibilité, l'exposition au regard des autres, qui est reconnue. Y sont considérés comme « nature » les éléments naturels célèbres (par exemple, la dune du Pilat). La détérioration de ces sites fait l'objet d'une grande attention médiatique. Les années 1970 voient alors le début de la médiatisation des pollutions locales. La forme institutionnelle que prend alors le rapport à

---

<sup>20</sup> Dans la cité industrielle, tout est organisé pour satisfaire les besoins présents ; la nature est une ressource naturelle dont il est nécessaire de comprendre les utilisations possibles pour l'exploiter et satisfaire les besoins.



l'environnement, en France, est marquée par la création du ministère de l'environnement et du droit de l'environnement.

A partir des années 1980, les cités civiques et de renom prennent une plus grande importance de par l'évolution des connaissances scientifiques, qui révèlent, de plus en plus et de mieux en mieux, les pollutions dites globales (effet de serre, pluies acides, acidification des océans...) et la cité domestique change de forme puisque l'environnement devient un patrimoine à conserver pour les générations futures (la nature est une possession des générations actuelles mais aussi des générations futures), mais également avec coexistence et renforcement de cette appropriation marchande qu'évoquent Becker et Raza (1999) ainsi que O'Connor (1998). Quoi qu'il en soit, la nécessité de réguler des problèmes environnementaux globaux entraîne la création de compromis au niveau international.

Cependant, une telle lecture sous-entend que les différents rapports à la nature ont été déterminés par la « résolution » des conflits de conceptions du bien commun s'agissant des éléments naturels, ce qui 1/ a le désavantage d'occulter le rôle des conflits d'intérêts entre groupes sociaux dans la dynamique institutionnelle 2/ est basée sur des présupposés anthropologiques différents de celle de la théorie de la régulation (Amable et Palombarini, 2005). Ces aspects remettent en question l'utilisation de cette grille d'analyse pour décrire l'évolution du rapport à l'environnement.

#### *Le rapport à l'environnement comme fondement du régime d'accumulation*

Le rapport à l'environnement est considéré ici comme une régularité sociale à la base du régime d'accumulation. Trois arguments sont ici déployés. D'abord, toute activité économique a une base matérielle, naturelle (on retrouve ici O'Connor, 1998, et Becker et Raza, 1999). Ensuite, les rentes qui découlent de la propriété de certains éléments naturels (terres, sous-sols, mer) jouent un grand rôle dans l'accumulation du capital. Enfin, le mode de développement fordiste serait permis par la gratuité de la pollution et des ressources naturelles, notamment dans l'agriculture.

#### *Le rapport à l'environnement comme forme institutionnelle*

Pour Rousseau (2002), les formes institutionnelles originales de la TR ne permettent pas d'expliquer (1) une partie du fonctionnement et des facteurs de crise du système économique,

et (2) de rendre compte du rapport à l'environnement. Elle considère qu'une sixième forme est nécessaire pour atteindre ce double objectif. Encore faut-il montrer que ce rapport à l'environnement a les attributs d'une forme institutionnelle.

Pour cela, Rousseau va développer une argumentation en trois points : elle va ainsi chercher à montrer que l'environnement est porteur de conflits permanents à propos de l'appropriation de ce qu'elle nomme la rente sur l'environnement<sup>21</sup>, que les compromis<sup>22</sup> régulant ces conflits contraignent ou facilitent l'accumulation par l'intermédiaire de cette rente qu'ils rendent plus ou moins importante. Enfin, que le rapport à l'environnement interagit avec les autres formes institutionnelles. Notons que l'argumentation est semblable à celle de Becker et Raza (1999), mais que Rousseau apporte des développements supplémentaires concernant les interactions entre rapport à l'environnement et formes institutionnelles.

**En premier lieu**, la *forme d'intervention de l'Etat* serait le « révélateur du rapport à l'environnement en place » (Rousseau, 2002, p. 172). En effet, lorsque le rapport à l'environnement est strictement marchand et industriel, comme jusqu'à la période fordiste, l'Etat, par son action législative et réglementaire (ou sa non-action), encourage la prise de rente sur l'environnement au profit de ces deux cités. Par ailleurs, lorsqu'il existe « *tensions ou pollutions avérées [...] et que ces tensions sont reconnues par la société ou au moins une partie d'entre elle comme nécessitant une action* » (Rousseau, 2002, p. 172) la forme institutionnelle de l'Etat sera mobilisée.

**Deuxièmement**, Rousseau met l'accent sur une concurrence entre *rapport salarial* et rapport à l'environnement. Dans un article de 2004, elle en donne cet exemple illustratif : « [...] *En France durant les Trente Glorieuses [...] une part de la croissance du pouvoir d'achat des travailleurs a été liée à la baisse des prix des biens agricoles, elle-même liée à l'intensification de l'agriculture et donc à l'utilisation d'engrais et de pesticides. Dans ce cas, il est possible d'identifier une amélioration des conditions de vie des salariés au détriment de l'environnement* » (Rousseau, 2004, p. 4).

---

<sup>21</sup> C'est à dire « la valeur de la nature détruite au cours d'un processus de production et non pris en compte dans les calculs économiques traditionnels » (Rousseau, 2003, p. 79).

<sup>22</sup> Qu'elle qualifie en fonction des *cités* vues plus haut.

Dans une perspective microéconomique, à profit égal, comme le respect de l'environnement et celui du travail représentent tous les deux un coût pour l'entreprise, ceux-ci sont concurrents. En effet, revoir les processus de production au sein des entreprises, dans le but d'une meilleure protection de l'environnement, peut être source de coûts. De la même manière, la stabilité de l'emploi, la garantie d'une croissance régulière du salaire, et certains autres attributs de la relation d'emploi fordiste, représentent, pour l'auteur, des coûts pour l'entreprise. On peut aussi noter que l'auteure fait ici l'impasse sur l'existence de cas de *win-win* technologique<sup>23</sup>, de gains d'apprentissage que permet une relation stable et surtout l'impact macroéconomique positif sur la demande d'un tel rapport salarial (ce dernier élément étant d'ailleurs un élément fondateur de la théorie de la régulation).

Toujours est-il que Rousseau en conclut que : « [...] *pour conserver un taux de profit constant, l'employeur peut être en situation d'arbitrage entre ces deux dimensions : soit favoriser les salariés au détriment de mesures pour l'environnement, soit contrôler sa pollution au détriment de mesures salariales* » (Rousseau, 2004, p. 4). Cela amène l'auteure à conclure que la forme des relations salariales et celle du rapport salarial étaient cohérentes avec la forme du rapport à l'environnement, plutôt permissive en matière environnementale et protectrice vis à vis des activités industrielles à l'époque fordiste. Ainsi, si ce modèle a amené une réduction des inégalités intra-générationnelles, le corollaire en serait le développement sans précédent des pressions sur l'environnement. Les rigidités du marché du travail caractérisant le Fordisme seraient mises en place grâce à une incertitude faible concernant les autres modalités affectant le profit. Ces autres modalités sont des gains de productivités réguliers, une demande effective importante, mais aussi la certitude, pour la sphère productive, d'avoir accès à des ressources naturelles à faibles coûts, ainsi que la liberté de pouvoir émettre des pressions environnementales importantes. En résumé, la certitude sur le caractère gratuit de ces dernières aurait permis de stabiliser le taux de profit des entreprises, et donc l'instauration de contrats de travail plus rigides. Pour l'auteure, dans une certaine mesure, la flexibilisation du contrat de travail serait due à un changement de rapport à l'environnement, caractérisé par une incertitude législative qui se traduirait par la crainte des

---

<sup>23</sup> C'est à dire si cette révision du processus productif entraîne une baisse des coûts, par exemple si le nouveau processus de production est moins intensif en intrants (voir Porter et Linde, 1995, ou, pour une synthèse, Ambec et al., 2013).

entrepreneurs d'une réduction de leurs profits. Ce dernier lien de causalité semble cependant difficile à établir.

Plus largement, c'est bien son hypothèse de profits constants qui conduit l'auteur à avoir une telle interprétation. En effet, ni le caractère stable de la relation salariale, ni le changement de processus productif ne sont neutres sur le profit de l'entreprise ; ils peuvent, en effet, contribuer à améliorer celui-ci (en cas d'effets *win-win* ou d'effets d'apprentissage au niveau microéconomique, ou d'effet macroéconomique positif sur la demande), ce qui laisse, dans ce cas, la possibilité aux entreprises de se conformer à des exigences environnementales élevées.

L'auteure évoque aussi la présence d'autres liens entre rapport salarial et rapport à l'environnement, comme celui entre la durée du travail et la localisation des horaires de travail sur les formes urbaines, ainsi que celui existant entre congés payés et tourisme de masse, donc urbanisation des côtes. Ces liens renforceraient sa précédente conclusion de concurrence entre rapport salarial fordiste et protection de l'environnement.

Dans l'ensemble, cette dernière idée ne semble pas aussi évidente que ne le prétend Rousseau (2002). Des synergies entre les deux rapports peuvent aussi se réaliser. Les techniques de production générant de faibles pressions environnementales sont également, bien souvent, intenses en main d'œuvre. Ceci est le cas s'agissant des secteurs des énergies renouvelables et de l'efficacité énergétique (Quirion, 2013), de l'agriculture biologique (Guyomard, 2013), et de l'économie circulaire (Wijkman et Skanberg, 2015). Nous pouvons également mentionner les effets d'un protectionnisme environnemental ou ceux d'un renchérissement du prix du carbone sur la relocalisation des activités productives (Rubin, 2010), ou encore les conséquences potentiellement positives d'un rapport salarial générant un faible niveau d'inégalités sur l'environnement (*cf.* chapitre 3).

**Troisièmement**, pour Rousseau, la *forme de la concurrence* influence la forme du rapport à l'environnement. L'auteure reprend une idée de Lascoumes (1994), pour qui, lors des Trente Glorieuses, période mettant en œuvre une forme de la concurrence de type monopolistique, les entreprises, en faible nombre, se coordonnaient pour maintenir de bas niveaux de standards environnementaux et ainsi s'assurer une rente sur l'environnement conséquente. Inversement, le retour à une forme de la concurrence moins monopolistique et la montée en puissance des associations de protection de la nature permettraient le développement des

standards environnementaux. Mais rien n'assure qu'un type de concurrence monopolistique aurait ce type de conséquences dans tous les contextes. Au contraire, la facilité des firmes à se coordonner n'est pas, en soi, un obstacle à l'adoption d'institutions protectrices de l'environnement. Chez O'Connor, la seconde contradiction du capitalisme provient justement, entre autres, d'un défaut de coordination des différentes composantes du capital, qui implique une non prise en compte des limites des ressources naturelles dans les choix productifs des entreprises (*cf. supra*).

Enfin, Rousseau établit un lien réciproque entre la *forme de l'adhésion au régime international* et le rapport à l'environnement. D'une part, la mondialisation post-fordiste induit une augmentation de la distance, la durée et de la diversité des transports. Elle conduit également à une mondialisation des problèmes environnementaux, liée à une généralisation des goûts et des techniques des pays du nord (par exemple, la délocalisation des industries polluantes au sud). D'autre part, c'est une forme particulière du rapport à l'environnement qui permet un faible coût des transports (ceux-ci peuvent ainsi exploiter une rente sur l'environnement importante) et donc favorise les délocalisations d'activité de production, l'étalement des marchés et la recherche de profits à l'extérieur. Si le rapport à l'environnement entraînait une diminution de la rente que les transports internationaux prélèvent, la forme d'adhésion au régime international serait sans doute modifiée.

Au total, l'auteure tente de mettre en avant en quoi les liens entre rapport à l'environnement et formes institutionnelles sont des liens à double sens : le rapport à l'environnement serait déterminé par les formes institutionnelles en même temps qu'il détermine celles-ci. Cependant, pour la plupart des hypothèses de portée générale que Rousseau émet, des contre-hypothèses peuvent être formulées, et les travaux empiriques qu'elle développe n'en permettent pas le test.

### **1.3.3 Les apports des travaux régulationnistes quant au statut conceptuel du rapport à l'environnement**

Les travaux croisant analyse régulationniste et problématique environnementale, bien qu'ayant eu, jusqu'à présent, un rôle essentiellement programmatique et conceptuel, permettent de poser les bases d'une compréhension de la coévolution du capitalisme et de

l'environnement. Cette compréhension passe, en premier lieu, par le positionnement théorique du rapport à l'environnement. A cet égard, nous avons vu que certains auteurs (Becker et Raza, 1999, Rousseau, 2002) cherchent à positionner le rapport à l'environnement parmi les concepts de la théorie de régulation. Nous retenons de leurs analyses que le rapport à l'environnement devrait respecter trois conditions pour être appréhendable comme forme institutionnelle.

*Trois conditions d'existence du rapport à l'environnement comme forme institutionnelle*

Il faut ainsi montrer :

- 1) qu'un rapport social à l'environnement particulier est constitutif du mode de production capitaliste ;
- 2) que ce rapport à l'environnement fait l'objet de conflits entre différentes stratégies d'accumulation, et avec le reste de la société, qui sont résolus, ou contenus par un compromis ;
- 3) qu'il se combine avec les autres formes institutionnelles pour produire un rythme d'accumulation particulier, voire qu'il constitue un facteur de déstabilisation du régime d'accumulation.

La **première condition** renvoie à la littérature marxiste évoquée plus haut. Pour celle-ci, et par rapport aux modes de production antérieurs, le capitalisme implique une organisation sociale autour de la nature particulière. En résumé, la recherche d'accumulation de capital, la focalisation des agents sur la valeur d'échange des marchandises (au détriment de leur valeur d'usage) et la disjonction entre capitaux privés et capital collectif conduisent à la recherche d'une marchandisation de l'environnement naturel, d'un accroissement de la rente sur celui-ci, ainsi qu'à la non prise en compte des conditions de reproduction de la nature.

La réalisation de la **seconde condition** résulte, en partie, de la première : l'extension de la marchandisation, la non prise en compte des conditions de reproduction de la nature, ou, au contraire, l'adoption de dispositifs institutionnels permettant de limiter les dégradations environnementales liées au processus d'accumulation, ne vont pas sans générer un certain nombre de conflits d'intérêts entre composantes des sociétés. Une histoire exhaustive des compromis autour de ces conflits liés à l'utilisation de l'environnement n'a pas réellement été

menée par les régulationnistes. L'analyse de Rousseau (2002) reprenant celle des cités, présente un certain nombre de limites, comme son incompatibilité avec certains postulats régulationnistes sur la nature des conflits affectant la dynamique institutionnelle. Néanmoins, il est aisément vérifiable qu'un certain nombre d'institutions spécialisées dans la relation société-nature existent et sont le résultat d'un processus conflictuel entre différentes composantes des sociétés. Ces conflits ont nécessairement lieu (1) de par le caractère limité et inégalement réparti des ressources naturelles, (2) car l'intérêt à la dégradation de l'environnement des différentes composantes de la société peut varier selon leur vulnérabilité (Laurent, 2011) et la dépendance de leurs revenus à cette dégradation. Ainsi, les institutions environnementales sont, bien souvent, porteuses d'une distribution particulière des coûts et des bénéfices auprès de ces différentes composantes. Ces dernières ayant ainsi intérêt à la mise en place d'institutions différentes, la dynamique institutionnelle dépendra des rapports de forces entre ces composantes. A titre d'exemple, le rôle des conflits d'intérêts dans la dynamique des institutions environnementales est bien documenté s'agissant : de la suppression des communs agricoles en Angleterre et en France au XVIIIème et XIXème siècle (Neeson, 1996; Vivier, 1998) ; de la limitation de l'accès aux communs forestiers dans l'Allemagne et la France de la première moitié du XIXème siècle (Bensaïd, 2007; Hölzl, 2010; Sahlin, 1994) ; de la mise en place des premiers parcs naturels aux Etats-Unis (Jacoby, 2001; Spence, 1999) ; des politiques de soutien aux filières agricoles aux Etats-Unis dans les années 1930 (Gilbert et Howe, 1991) ; des dispositifs de stabilisation des prix du pétrole aux Etats-Unis entre 1935 et 1972 (Nordhauser, 1979) ; des premiers dispositifs de protection de l'environnement d'envergure aux Etats-Unis dans les années 1970 (Bonneuil, 2015) ; des projets français de taxe carbone, abandonnés en 2000 et en 2009 (Deroubaix et Lévêque, 2006; Laurent, 2010) ; ou des protocoles internationaux de Montréal, sur la protection de la couche d'ozone, en 1987, et d'Helsinki, sur la réglementation de l'acidification transfrontalière, en 1985 (Sprinz et Vaahtoranta, 1994).

La **troisième condition** a fait l'objet de moins d'attention de la part des régulationnistes. Cette condition dépend de la validité de deux hypothèses sous-jacentes : a/ le rapport à l'environnement a joué un rôle important dans la trajectoire du capitalisme b/ des institutions spécialisées dans la régulation des conflits d'usage de l'environnement ont, par ce biais, participé à définir les modes de développements. Or, sur ces deux questions, il apparaît que la littérature régulationniste en reste essentiellement au stade des hypothèses.

*Le périmètre de la forme institutionnelle*

Une question additionnelle concerne le périmètre de ce qui, au sein du rapport social à l'environnement, doit être considéré comme constitutif d'une forme institutionnelle. Concevoir ce rapport, dans son ensemble, comme une forme institutionnelle n'est pas logique dans la mesure où les formes institutionnelles originales de la théorie de la régulation elles-mêmes participent au rapport à l'environnement. Rappelons, au préalable, que Becker et Raza (1999) proposent de nommer la sixième forme institutionnelle « contrainte écologique », qu'ils définissent par l'ensemble des institutions permettant la régulation de l'accès à l'utilisation du monde matériel pour les activités de production et de reproduction et qui vont donc avoir des implications sur la distribution spatiale et temporelle des coûts écologiques et des bénéfices de ces activités de production et de reproduction. Rousseau (2002) complète cette définition par la notion de rapport social à l'environnement, qui intègre les perceptions collectives de la nature et l'organisation sociale se structurant autour de la nature (mode d'utilisation, de transformation et de protection des objets naturels).

Or, Douai et Montalban (2009, 2012) avancent l'idée que toutes les formes institutionnelles de la TR peuvent être comprises dans ces définitions dans la mesure où ces formes structurent également le rapport à l'environnement. Nous pouvons comprendre cette idée en considérant en quoi les deux rapports du capitalisme, dont les formes institutionnelles sont des codifications (Boyer, 2004), sont constitutifs du rapport à l'environnement. D'une part, la manière dont est utilisée et transformée la nature est également déterminée par le travail (acte de transformation de la nature chez Marx), dont les modalités sont encadrées par le rapport salarial dans le mode de production capitaliste. D'autre part, la façon dont est codifié le rapport marchand définit l'étendue du champ dans lequel s'exerce l'échange marchand ainsi que les modalités de celui-ci, y compris en ce qui concerne les ressources naturelles. Autrement dit, les cinq formes institutionnelles codifiant ces deux rapports peuvent être également vues comme des sous-ensembles constitutifs du rapport à l'environnement. D'ailleurs, l'argumentation de Rousseau sur l'interaction entre les formes institutionnelles et l'environnement montre, en réalité, que les Formes Institutionnelles *sont* des constituants du rapport à l'environnement, puisque chacun regroupe un ensemble d'institutions qui a des implications en termes de mode d'utilisation de l'environnement (par exemple, la



mondialisation des échanges implique une forme d'organisation internationalisée des flux de matières).

Cependant, pour Douai et Montalban (2009, 2012), si le rapport à l'environnement<sup>24</sup> ne peut être assimilé à une forme institutionnelle, il va par contre inclure des politiques environnementales explicites. Pour ces auteurs, à la différence des autres types d'institutions, ces régulations émergent et évoluent suite à un processus de politisation des problèmes environnementaux dans le but de réguler les conflits liés aux effets environnementaux du processus d'accumulation. Les auteurs laissent cependant en suspens la question du statut conceptuel de ces politiques environnementales explicites, ce qui renvoie aux trois conditions évoquées ci-dessus. De plus, dans cette perspective, le périmètre de ce qui pourrait être, éventuellement, considéré comme forme institutionnelle de l'environnement n'inclut pas l'ensemble des institutions visant à réguler les conflits liés à l'usage du monde matériel en tant que ressources nécessaires à certaines stratégies d'accumulation, ou même au processus d'accumulation dans son ensemble, mais seulement la régulation des effets de ce processus sur l'environnement. Cette définition restrictive n'est pas celle retenue dans le cadre de cette thèse. En effet, il nous semble que ne considérer comme candidates au titre de forme institutionnelle que ce type d'institutions conduit (1) à abandonner l'idée d'une sixième forme institutionnelle, puisqu'il semble difficile de montrer que de telles institutions aient eu une incidence, jusqu'à maintenant, sur la dynamique du capitalisme, (2) à renoncer à l'analyse du rôle des ressources naturelles, et des institutions qui en régulent l'utilisation, dans la dynamique du capitalisme, et (3) à renoncer, au final, à tenter d'expliquer comment le mode de production capitaliste surmonte sa seconde contradiction, puisque ce travail consisterait à prendre en compte aussi bien les pressions environnementales générées par le processus d'accumulation que sa dépendance aux ressources naturelles.

---

<sup>24</sup> Les auteurs développent plutôt le concept de *régulation des rapports sociaux à la nature*, qui reprend la définition de Becker et Raza de la forme institutionnelle dite « contrainte écologique ». Le changement de nom du concept vient du fait que les auteurs considèrent que la mise en place des institutions contenues dans la *régulation des rapports sociaux à la nature* ne vient pas seulement de la reconnaissance de contraintes physiques nécessaires pour atteindre un objectif de bien commun, mais de la lutte politique opposant des groupes d'agents aux intérêts hétérogènes. Cela signifie que cet ensemble d'institutions est à la fois une contrainte pour certains agents, et une opportunité pour d'autres. Ainsi, limiter certaines stratégies d'accumulation permet de générer la possibilité d'autres stratégies, sans nécessairement remettre en cause ni le processus d'accumulation dans son ensemble, ni les conditions de reproduction du mode de production capitaliste. Cela renvoie au débat entre croissance verte et décroissance.

*L'effet des modes de développement sur l'environnement*

Enfin, il apparaît qu'une approche régulationniste pourrait être fructueuse pour comprendre l'effet du capitalisme, à ses différentes phases ou modes de développement, sur l'environnement. En effet, même si certains régulationnistes reconnaissent que le Fordisme a un niveau de pressions environnementales sans commune mesure, en comparaison des modes de développement précédents (Gendron, 2001, Rousseau, 2002, Zuindeau, 2007), les caractéristiques constitutives des modes de développement permettant d'expliquer cette association n'ont pas été relevées. La place des institutions environnementales dans l'évolution de ces pressions est également peu évoquée. En la matière, la littérature ignore également l'existence de certaines interactions institutionnelles pourtant potentiellement structurantes. Par exemple, nous émettons l'hypothèse que la forme du rapport salarial, au sens large, va influencer sur la forme des institutions environnementales, par le biais d'un phénomène de hiérarchie institutionnelle (chapitre 2).

Cette section a permis de poser l'hypothèse, en premier lieu, que le rapport à l'environnement, ainsi que sa dimension institutionnelle, varient avec les formes historiques particulières de capitalisme que sont les modes de développement. En deuxième lieu, le rapport à l'environnement apparaît comme un domaine potentiellement fondamental pour caractériser les formes de capitalisme car facteur de frein ou de facilitation de l'accumulation. Si l'environnement et les institutions environnementales déterminent en partie l'évolution du capitalisme, mais que le phénomène réciproque s'opère également, il existerait un phénomène de coévolution entre le capitalisme et son environnement, dont l'analyse sera l'objet de la deuxième section.

## **2 Analyse historique de la coévolution entre les modes de développement et l'environnement**

Cette section a pour objet de confronter les hypothèses précédemment formulées avec la littérature empirique existante. Par le biais d'une analyse historique, nous nous focalisons ainsi sur l'effet des modes de développement sur l'environnement et tentons de montrer de quelle manière le rapport à l'environnement a pu, à l'inverse, déterminer, au moins partiellement, le rythme de croissance de ces modes de développement. Enfin, nous

soulignerons la place des institutions environnementales dans ces phénomènes. Celle-ci permet notamment de répondre à la question du statut conceptuel du rapport à l'environnement et des institutions environnementales.

Une hypothèse fondamentale issue de la littérature régulationniste sur l'environnement est que le mode d'utilisation de la nature est fonction, non seulement des institutions environnementales et de facteurs extra-institutionnels (dotations naturelles notamment), mais également de l'ensemble de la structure institutionnelle qu'est le mode de régulation et le régime d'accumulation qui lui est associé. Ainsi, le premier objet de cette section est de tenter de révéler l'effet des modes de développement sur l'environnement (2.1). Cette analyse permet, par ailleurs, de compléter celle des historiens de l'environnement quant aux facteurs explicatifs de la dynamique des pressions environnementales.

Une deuxième hypothèse fondamentale est, à l'inverse, que les modes de développement subissent l'influence de leur environnement. Ainsi, le deuxième objet de cette section est de montrer de quelle manière le rapport à l'environnement a pu déterminer, au moins partiellement, le rythme d'accumulation (2.2). L'intérêt est ici de permettre au cadre d'analyse régulationniste d'expliquer la dynamique d'accumulation de manière plus complète. Plus globalement, ces éléments permettent de positionner les différentes dimensions du rapport à l'environnement, et notamment les Dispositifs Institutionnels Environnementaux, dans le cadre d'analyse régulationniste. Nous avons vu en effet que, si un rapport social particulier à la nature caractérise le mode de production capitaliste, l'hypothèse de diversité de ce rapport en fonction des modes de développement et celle des effets de retours sur le rythme de croissance manquent de support empirique. L'analyse de ces deux hypothèses, développée ici, permet d'apporter un support à la conception des institutions environnementales comme forme institutionnelle (2.3).

## **2.1 Effet des modes de développement sur l'environnement**

L'évolution des pressions anthropiques sur l'environnement au cours de ces deux derniers siècles, a généralement été expliquée par la démographie, l'évolution des techniques et de la production (McNeill, 2010c). L'objet de ce développement est de montrer que des caractéristiques propres aux modes de régulation et aux régimes d'accumulation ont été à

même de générer différentes intensités de pressions environnementales. En particulier, en étudiant les variations des niveaux de pressions environnementales qui ont correspondu à chaque période du capitalisme. La théorie de la régulation estime que quatre principaux modes de développement se sont succédés dans l'histoire du capitalisme. Sauf mention contraire, la description de leurs principales caractéristiques est tirée du travail de synthèse de Boyer (2004, 2015). Ainsi, nous montrons que les formes historiques de capitalisme peuvent influencer leur environnement naturel de plusieurs manières : par le rythme de croissance qu'elles impliquent, le caractère du régime d'accumulation, et enfin par les caractéristiques du mode de régulation.

### **2.1.1 Les conséquences environnementales des premiers stades du capitalisme (1850-1950)**

#### **2.1.1.1 Caractéristiques principales des premières formes de capitalisme**

Pendant la période couvrant la deuxième moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle et la première moitié du XX<sup>ème</sup> siècle, deux modes de développement se distinguent. Il s'agit de l'accumulation extensive en régulation concurrentielle (deuxième moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle) et de l'accumulation intensive sans consommation de masse (entre-deux-guerres).

S'agissant du premier mode de développement, l'accumulation y est dite extensive car l'augmentation de la productivité s'opère par la diffusion du modèle de la grande manufacture, plus productive que les formes antérieures d'organisation de la production. Le salariat industriel se développe mais est minoritaire en comparaison à la paysannerie. La concurrence pour l'accès à l'emploi, du fait d'une « armée de réserve » importante, induit de faibles salaires, donc une valeur ajoutée majoritairement dédiée aux profits. En conséquence, la demande sociale est composée principalement de celles de la paysannerie, de la bourgeoisie et des dépenses publiques. La régulation du système s'opère principalement à travers un rapport salarial concurrentiel. Les salariés ne disposent que d'un très faible pouvoir de négociation et vont ainsi servir de variable d'ajustement lors des retournements de conjonctures. Le volume d'emploi variera donc au gré des « petites crises ».

S'agissant du second mode de développement, l'accumulation y est intensive du fait de la rationalisation croissante des méthodes de production (Taylorisme, chaînes de montage). Des

gains de productivité sans précédent permettent ainsi une production de masse. Côté demande, celle provenant des salariés devient importante en raison du développement de la salarisation. Cependant, le rapport salarial continu d'être concurrentiel et la croissance de l'emploi n'est pas aussi importante que celle des gains de productivité. L'augmentation de la demande ne peut donc pas répondre à l'augmentation de l'offre. Le mode de développement porte donc en lui les germes d'une crise de surproduction, qui se matérialisera par une crise à la fin des années 20, et une période de faible croissance jusqu'à la seconde guerre mondiale.

Ces deux premières formes de capitalisme se caractérisent, vis à vis des modes d'organisation économique antérieurs, par un accroissement des pressions environnementales qu'elles génèrent, mais sans atteindre les niveaux des modes de développement postérieurs.

### **2.1.1.2 Conséquences environnementales**

En comparaison des précédents stades d'organisation des sociétés, les premières phases du capitalisme ont généré des niveaux de pression et de changement de l'environnement tels que certains auteurs ont proposé de concevoir cette période comme le début d'une nouvelle ère géologique, l'anthropocène (Steffen et al., 2011). Cette ère serait marquée par l'influence majeure que l'espèce humaine a sur le système terrestre dans son ensemble. Cette influence se traduit notamment en termes d'émissions de gaz à effet de serre (IPCC, 2013), d'acidification des océans (Garrard et al., 2013; Gattuso et Hansson, 2011) et de rythme de perte de biodiversité (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), dont l'ampleur va au-delà des niveaux de ceux de l'holocène. Ces premières formes de capitalismes ont, du fait de leurs caractéristiques en termes d'organisation de la production et de type de rapport salarial, contribué à générer des phénomènes de concentration et de pollution urbaine. Elles ont également engagé l'utilisation massive d'énergie fossile.

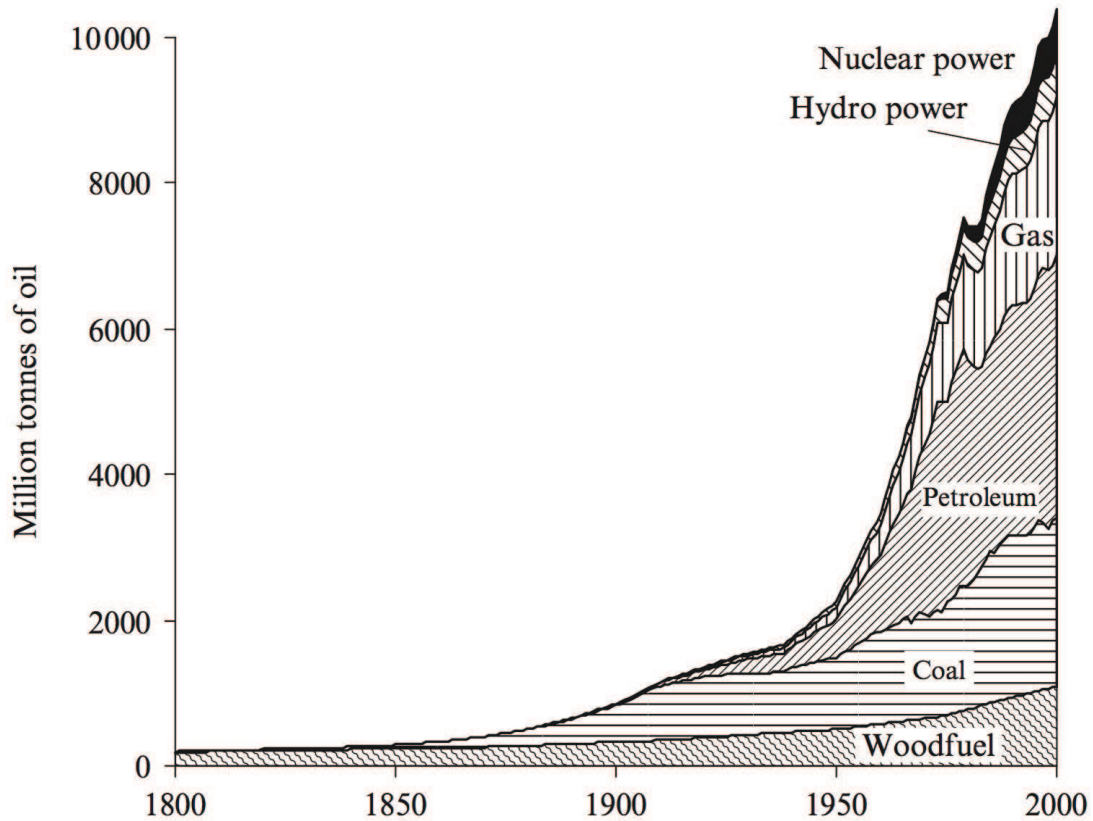
Nous avons vu, dans la section précédente, avec les analyses de Marx et de Liebig, que la privatisation des communs, associés au développement du capitalisme dans le secteur agricole, a conduit à un phénomène d'appauvrissement des sols. Ces deux facteurs vont également être à l'origine du phénomène d'exode rural et de son corollaire, la concentration urbaine. Nous ajoutons que **la diffusion du modèle de la manufacture, qui nécessite le regroupement de la main d'œuvre dans des centres urbains, de manière à bénéficier d'économies d'agglomération, et qui caractérise la première forme de capitalisme, a**

**également joué un rôle dans la concentration de la population dans les zones urbaines.**

Ce dernier élément est reconnu comme étant générateur de pressions environnementales importantes. Les zones urbaines sont, en effet, porteuses d'empreinte écologique élevée, d'une dynamique de développement importante, d'un plus haut niveau de consommation par habitant, d'artificialisation des sols et de pollution de l'eau (Steffen et al., 2004, p. 125). Sur le plan politique, l'analyse de Zuindeau (2007), fondée sur des faits rapportés par Lascoumes (1994), suggère que, **du fait que le rapport salarial soit au désavantage des salariés**, il existe à cette époque peu d'interventions publiques en matière de nuisances environnementales ayant un impact sur la santé des salariés.

En outre, cette période est marquée par une intensification de la consommation d'énergie et l'avènement des énergies fossiles, dont l'utilisation se superpose aux énergies organiques. Fouquet (2009) calcule que le taux de croissance annuel de la consommation mondiale d'énergie primaire est de 2,6% de 1870 à 1913 alors que ce chiffre s'élevait à 1,1% au cours des 50 années précédentes, et à 1,17% de 1913 à 1939.

La Figure 2 expose l'évolution de la consommation mondiale d'énergie de 1800 à 2000. Notons que les variations de la pente de la courbe coïncident avec l'évolution des modes de développement, et notamment les rythmes de croissance qui leur sont associés (Figure 6), du moins concernant les deux premiers de ces modes. Ceci suggère que la consommation d'énergie dépendrait du niveau de production de biens et services, ces derniers étant le résultat du mode de développement à l'œuvre à un moment donné. Nous verrons cependant plus loin qu'il existe une discussion sur le sens de la causalité entre consommation d'énergie et croissance économique.

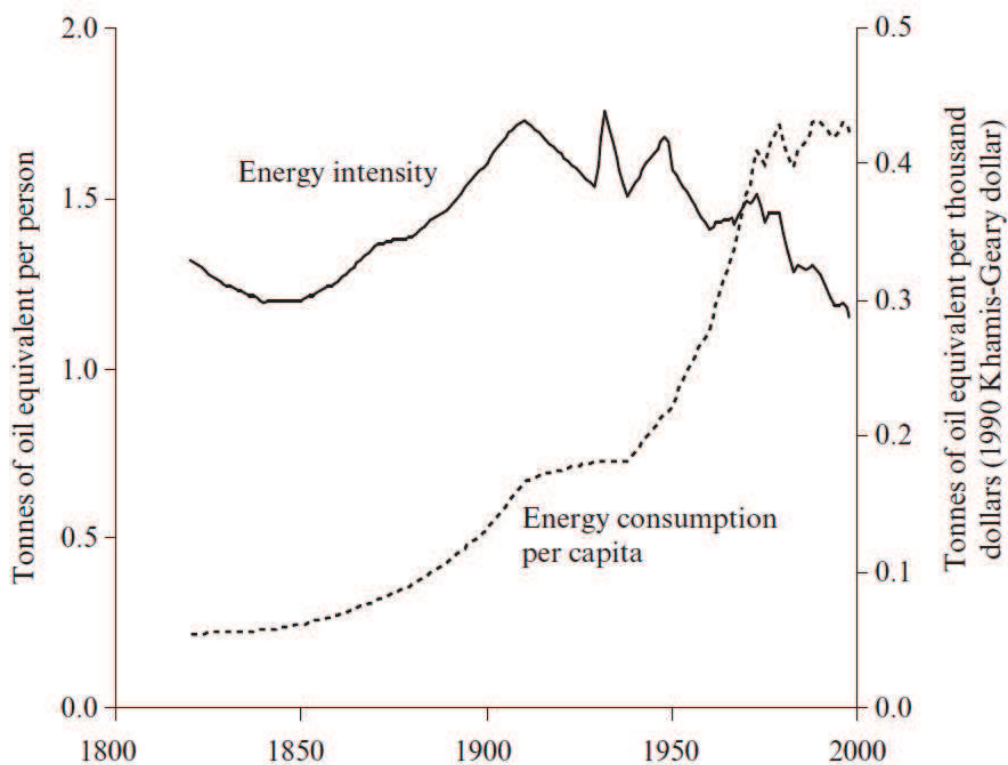


**Figure 2. Consommation mondiale d'énergie primaire par type (millions de tonnes équivalent pétrole), 1800-2000**

Source : Fouquet (2009) sur données BP (2007), Etemad et Luciani (1991) et Maddison (2003, 1995).

Cependant, l'observation de l'évolution de l'intensité énergétique du PIB sur la même période montre une réalité plus complexe (Figure 3, voir aussi Stern, 2011). Celle-ci s'accroît pendant la première phase du capitalisme, et décroît pendant la seconde. La phase d'accroissement de l'intensité provient du développement de l'industrie lourde et est corrélée avec la phase de généralisation de l'utilisation du charbon (Figure 2). Essentiellement utilisé, dans le Royaume-Uni du XVIIIème siècle, pour un service de chauffage, le charbon est, au XIXème siècle, de plus en plus utilisé dans le secteur des transports (chemins de fers et bateaux à vapeur), couvrant les deux tiers des besoins énergétiques de ce secteur en 1900. Les autres pays européens et les Etats-Unis opèrent plus tardivement leur transition énergétique, mais à un rythme plus rapide. La part du charbon dans la consommation d'énergie passe de 10% à 90% entre 1850 et 1910 aux Etats-Unis alors que la transition vers le charbon en Grande-Bretagne s'amorce au XVIIème siècle (Fouquet, 2009).

Selon Fouquet (2009), la raison principale de cette diffusion rapide du charbon en est son prix bas relativement aux autres sources d'énergie. Un certain nombre de facteurs d'ordre technique permettaient au charbon de conserver un tel avantage : le développement des systèmes de pompage de l'eau des mines, la découverte de nouveaux gisements et le développement des voies de transport. Mais Fouquet évoque également la disponibilité et le faible coût de la main d'œuvre. **Nous pouvons déduire de ce dernier élément que le type de rapport salarial de ces deux premières formes a donc été déterminant dans l'extraction du charbon à bas prix et donc contribué à généraliser son utilisation.**



**Figure 3. Intensité énergétique mondiale et consommation d'énergie par habitant, énergie primaire fossile et issue de la biomasse seules, 1820 à 2000**

Source : Fouquet (2009) sur données BP (2007), Etemad et Luciani (1991) et Maddison (2003, 1995)

Nous pouvons raisonnablement faire l'hypothèse que la chute de l'intensité énergétique au cours du second mode de développement provient de la rationalisation des méthodes de production caractérisant celui-ci. Pour Humphrey et Stanislaw (1979), **la baisse de l'intensité énergétique au cours de cette période serait liée au développement d'industries relativement moins consommatrices d'énergie et au contexte de faible croissance.** Pour eux, de tels contextes seraient propices au développement de techniques et d'équipements



faiblement énergivores. Stern (2011) montre que les périodes de baisse de l'intensité énergétique sont également liées au passage à des carburants de meilleure qualité (passage du charbon à l'électricité notamment). Notons que l'intensité énergétique connaît des pics épisodiques à deux reprises pendant cette période : pendant la crise de 1929, durant laquelle l'intensité énergétique croît subitement lorsque le PIB s'effondre, et la 2<sup>nde</sup> guerre mondiale, qui cumule augmentation considérable de la consommation d'énergie (Fressoz, 2014) et forte décroissance du PIB mondial (Bolt et van Zanden, 2014).

Enfin, les politiques énergétiques, sur cette période, sont inexistantes et n'encadrent que très peu l'activité de l'industrie du charbon, hormis quelques réglementations concernant les conditions de sécurité des mineurs (Fouquet, 2008). Ceci est à rapprocher d'une conception minimale de l'intervention de l'Etat dans l'économie caractérisant cette période.

## **2.1.2 « La grande accélération » des pressions environnementales à partir du Fordisme**

### **2.1.2.1 Caractéristiques principales des formes de capitalisme de la deuxième moitié du XXème siècle**

Le mode de développement dit d'accumulation intensive avec consommation de masse, communément appelé « Fordisme », est à l'origine de la période de croissance allant des années 1950 aux années 1970, appelées « Trente Glorieuses ».

Cette période trouve son origine dans un changement de formes institutionnelles assurant la régulation du système. Le pouvoir de négociation des salariés devient suffisamment important pour permettre un partage des gains de productivité plus en leur faveur. La régulation s'opère par des négociations salariales ex-ante (c'est à dire qui s'opèreront en même temps que les plans de production) qui permettent aux salaires de suivre la progression des gains de productivité. Désormais, à la production de masse va pouvoir répondre une consommation de masse. Un accroissement sans précédent des gains de productivité est permis par un renforcement du taylorisme, une mécanisation des chaînes de production et de certains secteurs de service, mais aussi des économies d'échelles liées à l'accroissement de la demande.

## Chapitre 1

Un certain nombre d'autres changements dans les formes institutionnelles permettent d'atteindre ce régime d'accumulation. L'Etat soutient les gains de productivité (par exemple, en réalisant des infrastructures nécessaires à leur efficacité), pratique une politique de « *stop and go* » pour minimiser les variations des conjonctures (liées à la tendance inflationniste de la hausse des salaires notamment), et enfin, permet la stabilisation de la demande et/ou la force de travail par la mise en place d'une couverture sociale protectrice des salariés.

Ces actions de l'Etat permettent une relative stabilité de la croissance et donc un horizon de valorisation du capital plus long. Ce dernier va ainsi permettre une stabilisation des relations salariales qui entraînera la possibilité d'effets d'apprentissages importants qui seront également un facteur de soutien de la croissance. Ce régime d'accumulation est également soutenu par une forme de concurrence monopolistique (permettant de dégager des économies d'échelle et une valeur ajoutée importante), ainsi qu'une certaine stabilité du système monétaire international permise par le système de change fixe instauré par les accords de *Bretton Woods*.

Ce système rentrerait en crise suite à un essoufflement des gains de productivité et à la persistance de l'accroissement du salaire réel, qui entraîneraient un cercle vicieux de l'inflation. Une autre cause de la crise du Fordisme a été trouvée dans l'effritement du système d'Etat-Providence et de conventions collectives qui garantissaient le parallélisme entre production de masse et consommation de masse. Cet effritement serait dû à une nouvelle poussée de globalisation, provenant de la nécessité pour l'industrie de trouver de nouveaux débouchés du fait d'une saturation de la demande intérieure.

Le régime d'accumulation redevient alors extensif (faibles gains de productivité) dans les années 1970. Simultanément, le chômage qui résulte de la crise du Fordisme, entraîne une perte du pouvoir de négociation de la part des salariés et donc une décomposition du rapport salarial (décentralisation des négociations au niveau de l'entreprise, suppression de l'indexation des salaires sur la productivité). On observe ainsi un développement des inégalités au sein du salariat. Une offre différenciée répond donc à une demande stratifiée en fonction du revenu. Ce régime est aussi marqué par un accroissement de la concurrence internationale (lié à la fin du système « *Bretton Woods* »), qui serait complémentaire d'une telle forme, érodée, du rapport salarial. Ce système est, par ailleurs, générateur de faible croissance et d'inégalités, donc moins efficace que le Fordisme de ce point de vue. Ceci

invalide la thèse de la sélection du système pour son efficacité. On constate, face à ce nouveau contexte de mondialisation, une variété des trajectoires d'adaptation, que l'école de la régulation explique difficilement.

### **2.1.2.2 Conséquences environnementales**

Hibbard et al. (2007) qualifient de « grande accélération » cette période du point de vue de l'histoire environnementale.

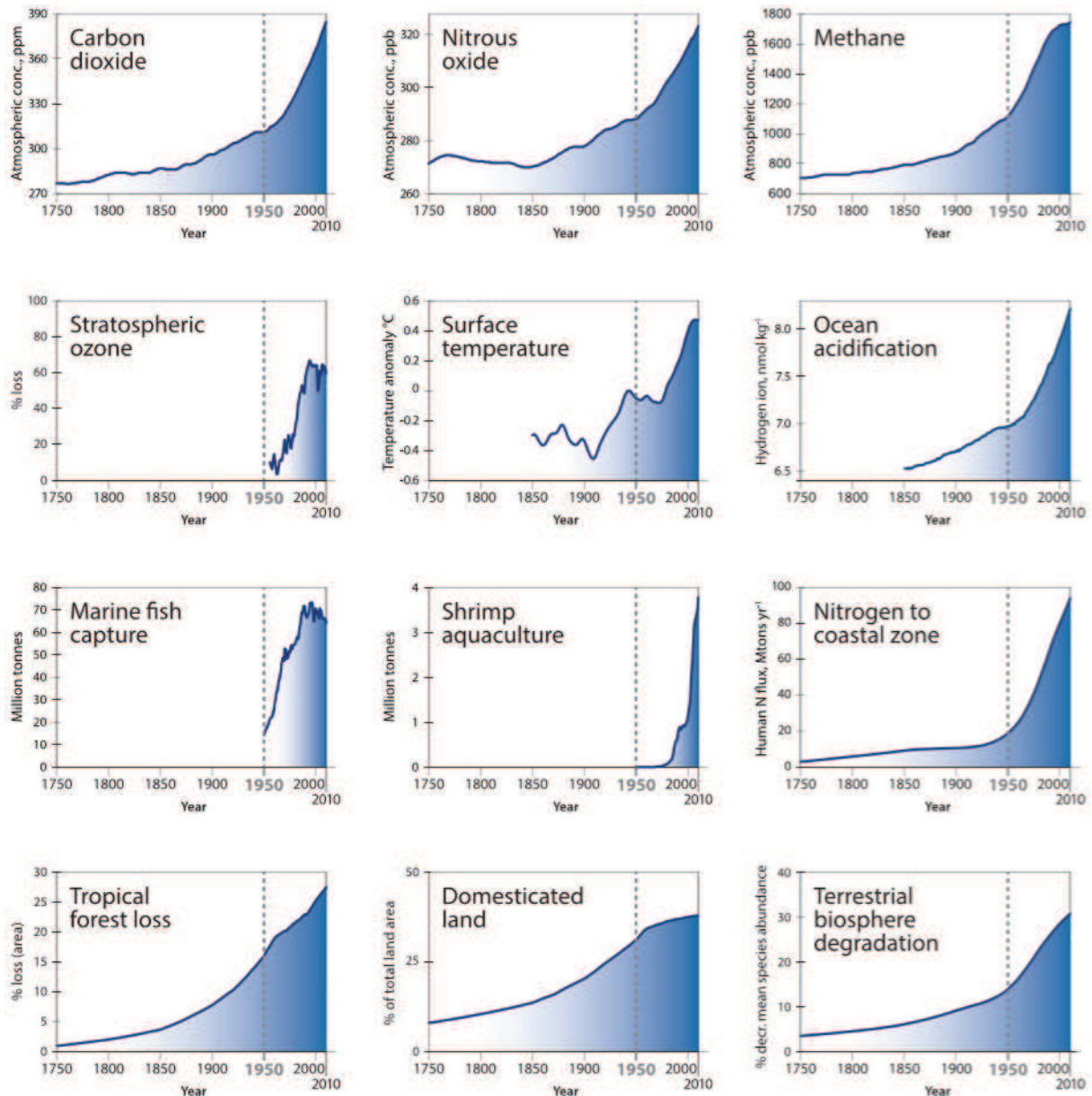
« The second half of the twentieth century is unique in the entire history of human existence on Earth. Many human activities reached take-off points sometime in the twentieth century and have accelerated sharply towards the end of the century. The last 50 years have without doubt seen the most rapid transformation of the human relationship with the natural world in the history of humankind. » (Steffen et al., 2004, p. 131)

Steffen et al. (2004) montrent que douze indicateurs permettant de qualifier le niveau de dégradation de l'état de l'environnement mondial adoptent la même dynamique exponentielle depuis 1750, avec une accentuation à partir de 1950 (sauf effet retardant). Comme nous pouvons le constater dans la Figure 4, c'est particulièrement le cas de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, protoxyde d'azote, méthane, voir aussi IPCC, 2013), de l'acidification de l'océan et du rythme de perte de biodiversité (voir aussi Millennium Ecosystem Assessment, 2005), du niveau d'azote dans les zones côtières<sup>25</sup>.

---

<sup>25</sup> Utilisé comme fertilisant agricole, l'azote se retrouve dans le sol et eau, et produit des effets d'eutrophisation des milieux (Menesguen, 1990).

## Chapitre 1



**Figure 4. Evolution de l'état de l'environnement mondial de 1750 à 2010**

Source : Steffen et al. (2015)

L'extraction globale de matières révèle une évolution similaire. La Figure 5 montre cette évolution pour la période de 1900 à 2005 et celle de quatre types de matériaux. A titre d'exemple, en 2005, environ 59 Gt de matières ont été extraites et utilisées dans le monde entier. Au cours de ce siècle, l'extraction globale de matières a été multipliée par 8, avec une augmentation quasi-continue sur toute la période (sauf au cours des périodes de récession économique ou consécutivement aux chocs pétroliers) et une accélération sensible de l'augmentation du niveau d'extraction à partir des années 1950 (Krausmann et al., 2009).

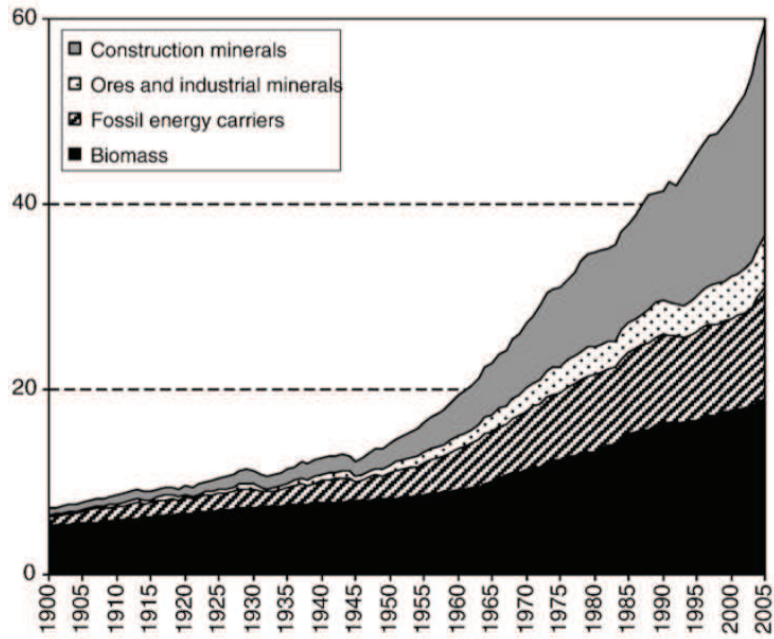


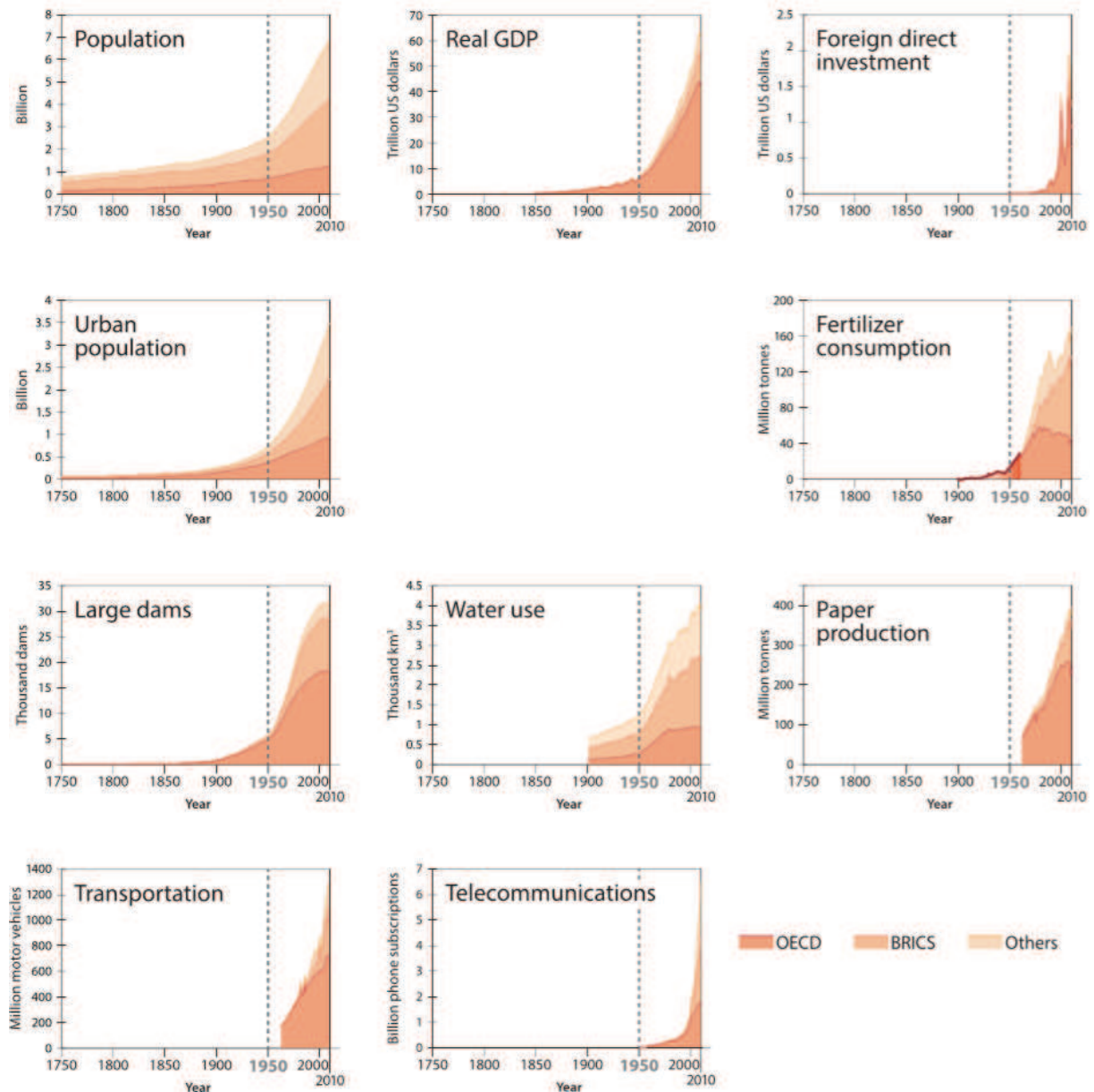
Figure 5. Extraction matérielle mondiale, pour quatre types de matériaux (milliards de tonnes)

Source : Krausmann et al. (2009)

Steffen et al. (2015) citent un certain nombre des facteurs anthropiques directement responsables des conséquences environnementales susnommées (cf. Figure 6). Ainsi, pendant cette période de 50 ans, la population double et les phénomènes d'exode rural et d'urbanisation s'amplifient. Sur cette période, l'activité économique est multipliée par 15, cette évolution étant essentiellement le fait des pays de l'OCDE. Ces rythmes d'évolution sont plus marqués que lors des périodes antérieures.

Les facteurs institutionnels n'aident pas à un infléchissement significatif des tendances malgré la prise en compte de certains problèmes locaux (pollution de l'air et de l'eau) ou régionaux (pluies acides) dans les décennies 1970 et 1980. La reconnaissance de l'existence de problèmes globaux aura lieu entre la fin des années 1980 et le début des années 1990 (Steffen et al., 2011).

## Chapitre 1



**Figure 6. Evolution de déterminants anthropiques de l'état de l'environnement mondial de 1750 à 2010**

Source : Steffen et al. (2015)

De la même manière, et en comparaison des périodes antérieures, le rythme de consommation d'énergie primaire s'accroît sensiblement. Fouquet (2009) calcule que le taux de croissance annuel de la consommation mondiale d'énergie primaire est de 4% de 1939 à 1973 (période fordiste) et de 1,8% de 1973 à 2000 (période post-fordiste). La Figure 2 illustre cette progression.



Si le XIX<sup>ème</sup> siècle, dans les sociétés européennes et nord-américaines, voit l'invention et la mise en œuvre de convertisseurs artificiels qui permettent la mobilisation industrielle du charbon, la période fordiste voit le développement intensif d'autres énergies fossiles se superposer à celui du charbon : pétrole, gaz de ville (dérivé du charbon) et électricité. Bien que ces énergies soient, à l'origine, destinées à la production de lumière, la diminution importante de leurs prix va progressivement contribuer à dépasser cette utilisation (ibid.). La consommation de pétrole est ainsi multipliée par 3,5 entre 1950 et 2000, du fait notamment du nombre de véhicules à moteur passant de 40 à 700 millions, et de la croissance des voyages internationaux, des communications, des connections commerciales qui se développent comme jamais auparavant (Steffen et al., 2004). Les premiers champs de pétrole à être exploités de manière importante sont situés en Pennsylvanie dès les années 1860. Standard Oil s'impose, dès les années 1880, comme le principal raffineur et distributeur de produits pétroliers aux Etats-Unis. Ce monopole permet une homogénéisation de la qualité du produit. Un certain nombre de facteurs vont directement contribuer à l'intensification de l'utilisation du pétrole au cours de cette période : l'invention du moteur à combustion interne dès le début XX<sup>ème</sup> siècle, la baisse des prix des véhicules à moteur, du fait de la rationalisation de la production, au cours de l'entre-deux-guerres. De plus, l'adoption, aux Etats-Unis, des lois anti-trust induisent l'introduction de nouveaux entrants sur le marché du pétrole, ce qui contribue à un maintien des prix du pétrole à de faibles niveaux (Fouquet, 2009). Le pétrole est ensuite utilisé pour de nouvelles applications (chauffage, électricité) après la 2<sup>nde</sup> guerre mondiale. Pour Debeir et al. (2013), pendant cette période, les compagnies pétrolières (les « Sept Sœurs »), qui détiennent l'essentiel des réserves pétrolières, ainsi que le reste de la filière (production, transformation, distribution), parviennent à maintenir un faible prix de la ressource, pendant les 30 glorieuses, en minimisant les redevances perçues par les pays exportateurs, en menaçant de représailles économiques, d'interventions militaires et de coup d'Etats. Nous verrons plus loin que cette stabilité des prix du pétrole à des niveaux modérés a également été obtenue par l'émergence d'une série d'institutions aux Etats-Unis. Le pétrole bon marché est alors favorable à sa substitution à d'autres énergies, du fait notamment de l'adoption massive de convertisseurs-machines dans l'industrie, l'agriculture et les transports. La part du pétrole dans la consommation d'énergie primaire mondiale passe du quart à la moitié entre 1949 et 1973 (Figure 2). Au cours des années 1970, la consommation américaine de cette ressource dépasse sa production. Les Etats-Unis deviennent ainsi dépendants de

l'OPEP qui augmente les prix du pétrole en réponse aux politiques occidentales au Moyen-Orient. A cette période, les énergies alternatives voient leur développement s'accélérer : cela concerne aussi bien les anciennes énergies que sont le bois-énergie et le charbon, mais aussi de nouvelles comme le gaz, le nucléaire et l'énergie hydraulique. Mais l'augmentation ou le démarrage de la production de pétrole dans un certain nombre de pays produisent un contre-choc pétrolier au cours des années 1980 qui, combiné au développement des pays asiatiques, va conduire à un redémarrage de la croissance de la consommation mondiale de pétrole. Le début du XXIème siècle voit le retour à des prix élevés de cette ressource du fait du développement des pays émergents et des troubles importants au Moyen-Orient pour certains (id.), associé à un phénomène de raréfaction absolue pour d'autres (Chapman, 2014).

Au-delà de ces éléments factuels, existe-il des éléments endogènes au Fordisme qui aient pu expliquer une telle montée des pressions environnementales et de la consommation d'énergie ?

**Pour McNeill (2010c, pp. 418-420), un de ces éléments réside dans les phénomènes de consommation et de production de masse qui caractérisent la période fordiste.** Il en a découlé une utilisation exponentielle de ressources naturelles ainsi que le rejet de polluants et de déchets. Nous ajoutons que, en ce qui concerne la consommation d'énergie, la consommation de masse s'est effectuée notamment sur des produits dont l'utilisation requiert une consommation importante d'énergie. Ainsi, pour Aglietta (1979, p. 82), **le fordisme a nécessité la formation d'une norme sociale de consommation particulière**, qui a œuvré comme un mécanisme à travers lequel les gains de productivité dans le domaine de la production ont été traduits en demande effective. La maison et la propriété de l'automobile sont les deux produits de base qui structurent cette norme de consommation (id., p. 159). La forme du rapport salarial fordiste a largement contribué à l'émergence de cette norme, puisque l'acquisition de tels biens durables nécessitait une stabilisation des relations d'emploi, de la formation des salaires et une socialisation des risques de perte de salaires. Une des conséquences environnementales principales en est le phénomène de périurbanisation et son corollaire, la dépendance au pétrole.

Par ailleurs, **le phénomène d'intensification de la mécanisation de la production au cours de cette période a consisté en un remplacement de l'utilisation de convertisseurs**



**énergétiques humain et animaux par des convertisseurs artificiels, et a ainsi contribué au renforcement de la consommation d'énergie fossile.**

**Notons que l'intervention de l'Etat dans le secteur de l'énergie suit son niveau général d'intervention dans l'économie** : forte régulation du secteur de l'énergie pendant la période fordiste, avec monopoles publics dans nombre de pays (Chick, 2007), puis phase de libéralisation dès le début de la période postfordiste (Newbery, 1996), processus cependant encore en cours au sein du marché unique européen, du fait que certains pays conservent un fort niveau d'intervention de l'Etat dans ce secteur.

Enfin, le phénomène d'intégration économique accrue qui caractérise le fordisme, et surtout la période postfordiste, combiné à la consommation de masse, a eu d'importants effets environnementaux. Après la période des replis nationaux de l'entre-deux-guerres, **le régime monétaire et commercial instauré par les accords de Bretton Woods a eu comme conséquence l'intégration progressive de l'Amérique du nord, l'Europe, le Moyen-Orient, une partie de l'Asie McNeill (2010c, p. 421)**. Dans la période post-fordiste, des facteurs techniques comme la baisse du coût des transports, liées notamment à la généralisation de l'utilisation des containers, et du coût des communications, mais aussi l'effondrement du bloc soviétique et **les changements institutionnels que sont les privatisations et le mouvement général de dérèglementation des marchés financiers et des biens et services, achèvent le mouvement d'intégration**. Ce mouvement, en mettant en relation le mode de production capitaliste des pays développés avec les ressources naturelles mondiales, va avoir d'importantes conséquences sur les écosystèmes terrestres. Sur un plan institutionnel, l'intégration économique a ainsi perturbé des régimes de propriété traditionnels qui préservaient de la dégradation certaines ressources naturelles ou certains écosystèmes des pays du Sud (id., p. 424, Ostrom, 2010).

Au total, du fait de ses caractéristiques en terme de régime d'accumulation (diffusion du modèle de la manufacture au cours de la première phase d'accumulation extensive, mécanisation, production et consommation de masse pendant le fordisme) ou directement du mode de régulation (rapport salarial concurrentiel, intégration économique, rôle de l'Etat), chaque mode de développement a contribué à générer des conséquences importantes en termes de modification de l'environnement (concentration urbaine, généralisation du charbon, institutions environnementales peu protectrices de la santé des ouvriers pendant les premiers

modes de développement, « grande accélération » de la consommation de ressources, généralisation du pétrole, et de la quantité de déchets et de polluants rejetés pendant les deux derniers modes). La section suivante s'intéresse, à l'inverse, à la manière dont cette modification du rapport à l'environnement a pu peser, en retour, sur la trajectoire du capitalisme.

## **2.2 Le rôle du rapport à l'environnement dans le processus d'accumulation**

La possibilité d'une crise liée à la raréfaction d'un type de ressource naturelle essentiel est envisagée depuis longtemps dans l'histoire de la pensée économique : liée à la raréfaction des terres cultivables pour Malthus (1803) et Ricardo (1817), à celle du charbon pour Jevons (1865), aux ressources naturelles épuisables pour Meadows et al. (1972), ou aux mauvaises récoltes (Braudel et Labrousse, 1979; Marx, 1975). Mais ces approches mettent en avant la raréfaction absolue comme facteur de crise, or la raréfaction peut être construite, c'est à dire liée à des facteurs institutionnels.

Une idée répandue consiste en ce que les crises de rareté aient été surmontées dans les pays développés avec l'avènement du capitalisme. Ceci pourrait expliquer pourquoi la grande majorité des économistes cherchant à expliquer les crises et les rythmes de croissance de la production en minorent le rôle ou, plus largement, le rôle des ressources naturelles dans la croissance (Ayres et al., 2013; Stern, 2011). Mais, si, depuis plus d'un siècle et dans les pays développés, la rareté n'est plus de mise dans le domaine de l'approvisionnement agricole, notamment en raison de la modernisation des techniques de production dans ce secteur, mais aussi du développement des transports (Le Roy Ladurie, 2009), nous allons voir que la vraisemblance de cette hypothèse est sans doute à remettre en cause en ce qui concerne l'approvisionnement d'énergie. Nous nous intéressons ici plus spécifiquement au cas du pétrole.

Sur cette question, les analyses régulationnistes adoptent une position similaire à l'analyse standard. Ainsi, pour Boyer (2004), bien que les chocs pétroliers aient joué leur rôle dans la crise du Fordisme (Boyer, 2004, p. 84), premièrement, ceux-ci sont considérés comme des facteurs de crise exogènes aux modes de développement (id., p. 79), deuxièmement, les chocs

pétroliers ultérieurs n'ont pas conduit à des récessions de même ampleur en raison de la baisse de l'intensité énergétique des économies (ibid.) et, troisièmement, d'autres facteurs de crise expliquent celle du fordisme, comme le ralentissement des gains de productivité du travail, qui apparaît dès les années 1960 aux Etats-Unis (Aglietta, 1979). Or, nous avons vu que des caractéristiques liées aux modes de développement fordiste (mécanisation, périurbanisation, production et consommation de masse) et post-fordiste (intégration économique) avaient conduit à une généralisation de l'utilisation de la ressource pétrolière. Nous allons voir qu'un certain nombre d'éléments indiquent que ce phénomène a rendu ces modes de développement sensibles aux chocs d'offre et de demande sur le marché pétrolier. Ces éléments sont de nature à remettre en cause le caractère exogène de ces chocs. Ainsi, il semble que, à plusieurs reprises dans l'histoire du capitalisme, des changements dans le rapport à l'énergie (que nous incluons dans le rapport à l'environnement) aient entraîné des changements dans le rythme d'accumulation, en tant que soutien à celui-ci, ou au contraire facteur de crise, y compris dans la phase post-fordiste.

### **2.2.1 L'énergie comme soutien au développement pendant les premières phases du capitalisme**

La disponibilité des énergies fossiles et l'invention des techniques permettant leur utilisation, en résolvant la tension entre raréfaction des terres et pression démographique, mais aussi en tant que facteurs d'augmentation de la productivité industrielle, ont sans doute permis une croissance de la production sans précédent. Il est probable que la non diffusion des énergies fossiles eut été un facteur limitant le développement du capitalisme.

Selon Fouquet (2009), la révolution énergétique du XIX<sup>ème</sup> siècle intervient, en Europe, alors qu'il y a tension croissante, depuis le XVI<sup>ème</sup> siècle, entre la disponibilité des ressources énergétiques et une demande d'énergie croissante. Cette tension est d'abord partiellement résolue en Hollande puis en Grande Bretagne, par le passage de systèmes basés sur des énergies organiques (essentiellement animales et végétales, dans une moindre mesure éolienne et hydraulique) à des systèmes basés sur l'énergie fossile (tourbe en Hollande, puis charbon en Grande-Bretagne). Au cours du XVI<sup>ème</sup> et du XVII<sup>ème</sup> siècle, la Hollande perfectionne sa flotte maritime et connaît un phénomène d'industrialisation du fait d'un fort exode rural et de l'utilisation de tourbe, au contenu énergétique plus concentré que la

biomasse traditionnelle. Ainsi, grâce au vent et à la tourbe, ce pays parvient à surmonter la tension susnommée par l'importation de céréales et l'exportation de biens manufacturés et connaît un âge d'or sans précédent. La Grande Bretagne trouve une solution à la tension par l'utilisation du charbon, meilleur marché que les combustibles forestiers traditionnels, dont les prix croissent de manière importante entre les années de la seconde moitié du XVII<sup>ème</sup> siècle à la première moitié du XVIII<sup>ème</sup> siècle.

Pomeranz (2000) explique d'ailleurs la « grande divergence » entre les zones les plus prospères de Chine (le delta du Yangzi) et de l'Angleterre, comparables en matière de développement économique au XVIII<sup>ème</sup> siècle, par des différences de disponibilité de ressources naturelles facilement accessibles. Dans cette perspective, l'avantage de l'Angleterre viendrait de la disponibilité du charbon et des surfaces agricoles des périphéries sous son contrôle (plantations américaines notamment) qui lui fournissent l'équivalent de millions d'« hectares fantômes » que ne possède pas le delta du Yangzi.

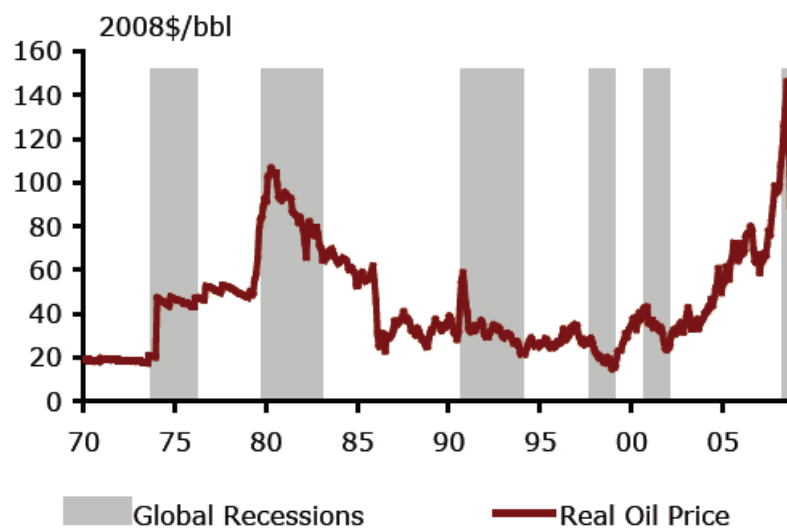
### **2.2.2 Energie et Fordisme**

Nous avons vu que certaines des caractéristiques principales du mode de développement fordiste ont généré une utilisation importante d'énergie. Mais cela signifie également que la disponibilité et la stabilité des prix de ces ressources à des niveaux modérés ont été une condition préalable et essentielle à la généralisation du Fordisme. D'ailleurs, Aglietta (1979, p. 118) reconnaît qu'une des conditions de la mise en place de ce mode de développement, côté production, a été une révolution dans l'énergie, c'est à dire une généralisation de l'utilisation industrielle de l'électricité, et a rendu possible la construction de moteurs de grande capacité qui ont augmenté sensiblement la puissance disponible à l'industrie. Un autre pilier énergétique sur lequel repose le fordisme est le pétrole, utilisé aussi bien dans la production que la distribution et la consommation des marchandises. Pendant la période fordiste, celui-ci ne joue qu'un rôle secondaire dans la production d'électricité, mais il est cependant directement utilisé en tant que source d'énergie thermique, si bien qu'il est consommé par l'industrie américaine à hauteur de 23% de sa consommation totale d'énergie en 1949 et 30% au milieu des années 1978 (Huber, 2013). Mais les caractéristiques physiques du pétrole, comme sa haute densité énergétique et sa facilité de transport (Smil, 1994), ainsi que sa disponibilité et la stabilité de son prix ont permis non seulement sa prédominance dans

le secteur des transports, mais également l'apparition des normes de consommation fordiste, basées sur la maison individuelle périurbaine et l'automobile. Ainsi, le pétrole constitue environ 40% de la consommation américaine totale d'énergie primaire sur la période fordiste (Huber, 2013). Il sert également de base matérielle pour la fabrication d'un vaste ensemble de produits (par exemple : plastiques, intrants chimiques agricoles, vêtements, médicaments). Cette omniprésence implique que des variations de prix du pétrole peuvent influencer l'ensemble des prix des autres marchandises.

### 2.2.3 Chocs pétroliers et crises économiques

Ainsi, les caractéristiques, la disponibilité et la stabilité des prix du pétrole ont vraisemblablement été parmi les conditions préalables à l'apparition du Fordisme, qui a conduit à une généralisation de l'utilisation de cette ressource. Mais un certain nombre de travaux indiquent que cela a, en retour, rendu les modes de développement fordistes et post-fordistes sensibles aux variations des prix du pétrole. Ainsi, au cours de cette période, de nombreux épisodes de faible croissance mondiale ont été précédés d'augmentation brusque de ces prix, ce qu'illustre la Figure 7.



*Figure 7. Evolution des prix réels du pétrole et périodes de récession mondiale*

*Source : Rubin et Buchanan (2008)*

Plus précisément, Hamilton (2013) constate que, depuis 1945, aux Etats-Unis, 10 périodes de récession sur 11 ont été précédées par des augmentations soudaines et importantes des prix du

pétrole (la seule exception est la récession de 1960), et, symétriquement, que 11 périodes d'accroissement des prix de cette ressource sur 12 ont été suivies par des récessions, l'exception étant ici l'accroissement des prix de 2003 lié à la seconde guerre du Golfe et aux troubles politiques au Venezuela (Tableau 2).

*Tableau 2. Chocs pétroliers et périodes de récession aux Etats-Unis depuis 1945*

<b>Gasoline shortages</b>	<b>Price increase</b>	<b>Price controls</b>	<b>Key factors</b>	<b>Business cycle peak</b>
Nov 47- Dec 47	Nov 47-Jan 48 (37%)	no (threatened)	strong demand, supply constraints	Nov 48
May 52	Jun 53 (10%)	yes	strike, controls lifted	Jul 53
Nov 56-Dec 56 (Europe)	Jan 57-Feb 57 (9%)	yes (Europe)	Suez Crisis	Aug 57
none	none	no	---	Apr 60
none	Feb 69 (7%) Nov 70 (8%)	no	strike, strong demand, supply constraints	Dec 69
Jun 73  Dec 73- Mar 74	Apr 73-Sep 73 (16%) Nov 73-Feb 74 (51%)	yes	strong demand, supply constraints, OAPEC embargo	Nov 73
May 79-Jul 79	May 79-Jan 80 (57%)	yes	Iranian revolution	Jan 80
none	Nov 80-Feb 81 (45%)	yes	Iran-Iraq War, controls lifted	Jul 81
none	Aug 90-Oct 90 (93%)	no	Gulf War I	Jul 90
none	Dec 99-Nov 00 (38%)	no	strong demand	Mar 01
none	Nov 02-Mar 03 (28%)	no	Venezuela unrest, Gulf War II	none
none	Feb 07-Jun 08 (145%)	no	strong demand, stagnant supply	Dec 07

Source : Hamilton (2013)

La première colonne du tableau concerne les rationnements par les quantités, qui peuvent accroître les effets des chocs pétroliers sur la récession. La deuxième présente l'ampleur et la durée de la hausse des prix. La troisième indique si un contrôle des prix était à l'œuvre pendant le choc, ce qui peut expliquer le rationnement hors prix de la première colonne. La quatrième colonne expose les principaux facteurs ayant conduit à l'augmentation des prix, la plupart du temps liés à des épisodes de conflits au Moyen-Orient ou à des fortes poussées de

la demande à offre constante. Enfin, la cinquième colonne présente les dates des pics précédant récessions américaines. Parmi les différents effets des prix sur la production, Hamilton (2013) évoque des facteurs d'offre et de demande.

#### **2.2.4 Différents mécanismes explicatifs de l'effet des variations de prix du pétrole sur le niveau de production**

Coté offre, l'énergie est un facteur de production dont le rationnement peut entraîner un déclin de la productivité des économies. Cependant, l'analyse standard suggère que cet effet est limité puisque si la valeur monétaire de la diminution de la quantité d'énergie disponible est plus faible que la valeur de la production perdue, les firmes surenchérisent le prix de l'énergie pour maintenir cette production. Or, l'auteur constate que la valeur de la perte de production est en général bien supérieure à celle du déficit de pétrole, et en déduit que la théorie standard sous-estime l'effet des chocs pétroliers, ce qui serait dû à d'autres facteurs liés à l'élévation des prix. Coté demande, et étant donné la faible élasticité-prix de la demande de pétrole, les consommateurs verront leurs autres postes de consommation ou leur épargne amputés proportionnellement à une augmentation des prix du pétrole. L'augmentation des prix de cette ressource peut également nuire aux industries commercialisant des produits utilisant intensément le pétrole (industrie automobile américaine) et mobilisant des capitaux et de la main d'œuvre spécifique et donc difficile à reconvertir. Dans ce cas, l'impact sur la production d'un choc pétrolier sera plus important que celui du pouvoir d'achat. L'ensemble de ces trois effets, combiné à un effet multiplicateur expliquerait l'effet des chocs pétroliers sur la baisse de la production.

#### **2.2.5 Précisions sur l'explication par l'offre**

Pour Stern (2011) et Ayres et al. (2013), le rôle de l'énergie dans la croissance, en tant que facteur de production, est sous-estimé dans les modèles issus des théories de la croissance. En effet, pour cette littérature, il est considéré que l'élasticité du revenu national à un facteur de production est proportionnelle à la part de cet intrant dans la production nationale (le *cost-share theorem*). Ainsi, comme l'énergie représente une faible part du revenu national (entre 4 et 8% du PIB dans les pays de l'OCDE), cet intrant n'est pas considéré comme une source importante de productivité (Denison, 1979). Cependant, au moins deux types d'objections



peuvent être formulés quant à cette dernière idée. D'une part, même en se situant dans le cadre du théorème du *cost-share*, rien ne garantit que celui de l'énergie se maintienne à un bas niveau. Ainsi, le taux de retour énergétique<sup>26</sup> décroît globalement depuis les années 1930, ce qui implique une tendance structurelle à la hausse des prix de l'énergie (Hall et Klitgaard, 2012). Le *cost-share* de l'énergie est ainsi amené à augmenter. D'autre part, une telle évaluation vient du fait que le *cost-share theorem* est fondé sur une hypothèse de substituabilité des facteurs de production. Dans cette perspective, une diminution de la disponibilité d'un intrant sera compensée par une augmentation de l'utilisation d'un autre facteur de production. Or, un certain nombre de contraintes rendent cette hypothèse de forte substituabilité, notamment entre capital et énergie, peu pertinente. En la matière, Ayres et al. (2013) évoquent des contraintes « fermes » (liées aux techniques de production, distribution et consommation disponibles) et des contraintes « souples » (liées aux pressions sociales). Ces contraintes sont susceptibles de limiter la substituabilité des facteurs. Dans de tels cas, l'élasticité du revenu national à l'énergie est plus que proportionnelle à son *cost-share*, ce qui est de nature à expliquer les résultats d'Hamilton (2013). Ainsi, un nombre conséquent d'analyses économétriques récentes (Costantini et Martini, 2010; Ghali et El-Sakka, 2004; Giraud et Kahraman, 2014; Lee et al., 2008; Lee et Chang, 2008; Oh et Lee, 2004; Stern, 2000, 1993; Warr et Ayres, 2010), montrent, par le biais de tests de causalité de Granger, que les variations de l'utilisation ou de prix de l'énergie précèdent celles du PIB (avec une causalité mutuelle dans certains cas), pour un grand nombre de pays, et depuis les années 1970. Costantini et Martini (2010) apportent une nuance à ces résultats en montrant qu'ils ne s'appliquent qu'à court terme, la croissance économique déterminant l'utilisation et les prix de l'énergie sur une plus longue période. Au total, bien qu'il faille mentionner que la méthode du test de causalité de Granger ne soit pas exempte de biais potentiels importants (Vercelli, 1991, pp. 116-122), et que la démarche générale de ces travaux fasse débat (Cahen-Fourot et Durand, 2015), il existe un certain nombre d'indices apportant un support à l'idée d'un rôle important (et sous-estimé) du rapport à l'énergie dans la dynamique d'accumulation.

---

<sup>26</sup> Énergie utilisable acquise à partir d'une source donnée d'énergie, rapportée à la quantité d'énergie dépensée pour obtenir cette énergie.



### **2.2.6 Le rapport à l'énergie comme déterminant du rapport salarial**

Nous venons de voir que les variations d'approvisionnement énergétique sont susceptibles d'avoir de grandes conséquences sur la production. Or, cela signifie que la maîtrise des flux d'énergie peut être mobilisée par les groupes sociaux pour favoriser leurs intérêts en influant sur la dynamique institutionnelle. Cependant chaque source d'énergie possède des caractéristiques physiques qui lui sont propres et, de ce fait, ont des implications en termes de rapports de forces entre groupes sociaux.

A cet égard, Mitchell (2013, 2011) montre que la concentration géographique des flux de ressource en charbon, la diffusion de leurs utilisations à l'ensemble de l'économie et leurs caractères fortement intensifs en main d'œuvre, ont permis l'essor des mouvements syndicaux et politiques ouvriers (mineurs, cheminots, dockers) en donnant à ces derniers un pouvoir de négociation important. Ce pouvoir de perturbation des flux d'énergie irrigant le tissu industriel a ainsi été un des éléments à la base des avancées sociales qui constitueront une des caractéristiques majeures du mode de régulation fordiste. Selon l'auteur, la mécanisation du travail minier puis le passage au pétrole et au gaz, plus légers et transportables, et moins intenses en mains d'œuvre, remettent en cause ce pouvoir. Ces énergies, dont une grande partie de l'extraction s'effectue à l'extérieur des frontières des pays développés et avec une forte intensité capitaliste, dont le transit peut être opéré par pipeline ou pétrolier géant, et dont la consommation finale se réalise de manière décentralisée, ne permettent pas aux syndicats la même capacité de paralysie du système économique que le charbon. La combinaison de ce phénomène avec celui du recours croissant à la mécanisation des tâches productives implique que le capital se rend ainsi de moins en moins dépendant du travail (mais en se rendant de plus en plus dépendant de l'énergie). Ainsi, la transition progressive du charbon aux hydrocarbures, qui s'amorce dans les années 1920 aux Etats-Unis et 1950 en Europe, s'achève dans les années 1970 (Figure 2), et facilite le démantèlement du compromis fordiste. Dans cette optique, le retour du charbon ainsi que l'avènement possible des énergies renouvelables et du secteur des économies d'énergie, plus intenses en emploi (Quirion, 2013) et dont la production s'opère non loin des lieux de consommation, pourrait laisser présager d'une modification des rapports de force capital-travail.

## **2.3 Les Dispositifs Institutionnels Environnementaux : rôle dans la dynamique du capitalisme et statut conceptuel dans la théorie de la régulation**

Nous avons vu que le statut conceptuel des institutions environnementales, dans la théorie de la régulation, ne fait pas consensus. Trois conditions doivent être réunies pour concevoir cet ensemble d'institutions comme une forme institutionnelle. La troisième condition consiste à montrer que cet ensemble se combine avec les autres formes institutionnelles pour produire un régime d'accumulation particulier, voire qu'il constitue un facteur de déstabilisation du régime d'accumulation. A ce titre, nous avons montré que le rapport à l'environnement a des conséquences sur l'accumulation. Dans cette section, nous allons montrer que des institutions spécialisées dans la régulation des conflits d'usage des éléments de l'environnement jouent un rôle important dans l'évolution de ce rapport à l'environnement. Elles ont ainsi facilité l'accès du Fordisme à sa base matérielle et ont, par ce biais, contribué à l'émergence et au maintien du régime d'accumulation fordiste, mais également concouru à nourrir la dépendance de ce dernier à cette base matérielle.

### **2.3.1 Les Dispositifs institutionnels environnementaux**

Si l'on suit Becker et Raza (1999), le système économique dépend de l'environnement de deux manières, qui constituent une double contrainte. Il dépend, d'une part, de la disponibilité des ressources en matières premières et en énergie, et, d'autre part, de la capacité d'absorption du milieu naturel, qui déterminera le volume de pollutions absorbable. Comme nous l'avons souligné, la première contrainte a pu avoir une influence sur le processus d'accumulation dans son ensemble, mais il semble difficile de montrer que la seconde présente une telle propriété. L'approche des limites planétaires montre que la perturbation anthropique de certaines caractéristiques du système terrestre (régulation climatique, intégrité de la biosphère et cycles biogéochimiques du phosphore et de l'azote) excède les limites au-delà desquelles ces fonctions de régulation globales, telles qu'elles s'opèrent dans le cadre de l'Holocène, sont remises en cause (Steffen et al., 2015). Mais, jusqu'à présent, il ne semble pas que cette perturbation ait eu des effets majeurs sur le régime d'accumulation des économies capitalistes, étant donné les délais d'application de tels effets.

Ainsi, il nous semble que les institutions spécialisées dans la régulation de la première contrainte doivent être séparées, analytiquement, des institutions liées à la seconde. Mais l'objection de Douai et Montalban (2009, 2012) nécessite, comme nous l'avons vu, d'affiner le périmètre des institutions environnementales, de manière à éviter, autant que possible, les recouvrements avec les autres Formes Institutionnelles.

Nous proposons donc d'introduire la notion de *Dispositifs Institutionnels Environnementaux* (DIE), c'est à dire un ensemble d'institutions qui regroupe :

- les dispositifs institutionnels régulant l'approvisionnement en ressources naturelles. Ils correspondent à la contrainte de disponibilité des ressources en matière première et en énergie, et rassemblent les institutions liées à la régulation des conflits d'usage des ressources non renouvelables et des fonctions écosystémiques de production (ces dernières apportant les ressources renouvelables, cf. Tableau 1). Ces institutions prennent la forme, par exemple, de droits de propriétés sur les terres et les ressources naturelles, ou de politiques de soutien aux filières énergétiques, minières et agricoles.
- les dispositifs institutionnels de préservation des services écosystémiques de régulation. Ils correspondent à la contrainte de capacité d'absorption des écosystèmes et à la régulation des conflits liés à la préservation des services écosystémiques de régulation (cf. Tableau 1). Ils prennent notamment la forme d'instruments économiques (taxes, subventions, marchés de quotas...) ou règlementaires (quotas, normes, labellisation et certifications...).

Comme déjà évoquée, la mise en place de tels dispositifs implique une distribution particulière des coûts et bénéfices auprès des différents groupes sociaux. Ainsi, les deux types de DIE ont toutes les chances d'émerger de conflits politiques. Mais seul le premier type a eu, pour l'instant, une incidence sur le régime d'accumulation. Cependant, le second type a *potentiellement* une influence sur le régime d'accumulation pour deux raisons. D'abord parce que, en encadrant les dégradations des fonctions écosystémiques de régulation, elles déterminent le niveau de maintien des conditions permettant toutes ou parties des activités humaines. Ensuite, car cela peut se traduire par une remise en cause de certaines de ces activités, mais également permettre le développement d'autres activités, si bien que l'effet de ce type de DIE sur le régime d'accumulation dans son ensemble, bien que peu aisé à prévoir, n'est potentiellement pas négligeable. Notons que l'adoption de tels dispositifs peut conduire

à remettre en cause l'exploitation d'une ressource (les énergies fossiles par exemple), si bien que le premier type de DIE peut agir comme le premier. En cela, il ne semble pas pertinent d'autonomiser totalement ces deux sous-éléments, dans la perspective de la conception des DIE comme forme institutionnelle, puisque ceux-ci peuvent contraindre le régime d'accumulation de la même manière. La suite de cette section propose d'illustrer la manière dont le premier type de DIE a pu avoir un rôle dans la dynamique du capitalisme (2.3.1) et de discuter de la montée en puissance du second type de DIE à partir des années 1970 (2.3.2).

### **2.3.2 Les dispositifs institutionnels d'approvisionnement en ressources naturelles comme déterminants du mode de développement**

Comme nous l'avons vu, certains DIE semblent avoir subi l'influence des modes de développement. Par exemple, on peut observer un certain isomorphisme entre le niveau d'intervention publique dans le secteur de l'approvisionnement énergétique et le niveau d'intervention de l'Etat dans l'économie. Ainsi, à l'absence des politiques énergétiques pendant la période pré-fordiste, succède une forte régulation de ce secteur pendant la période fordiste, avec des monopoles publics dans nombre de pays, puis une phase de libéralisation dès le début de la période postfordiste. Mais, à l'inverse, ces DIE ont pu également avoir une influence sur le mode de développement, soit en affectant le mode de régulation (les enclosures), soit directement le régime d'accumulation (les institutions d'approvisionnement en pétrole).

#### **2.3.2.1 Une mise en ressource de la nature**

L'histoire du capitalisme est marquée par un processus progressif de mise en ressource de la nature (Fresso et al., 2014; O'Connor, 1998; Polanyi, 1944). Ce processus se traduit notamment par une modification des DIE qui prend la forme d'une extension graduelle du champ de la privatisation et de la marchandisation de ressources nouvelles ou auparavant gérées en commun. Il s'agit par exemple des enclosures dans les secteurs agricole et forestier au cours du XVIII<sup>ème</sup> et du XIX<sup>ème</sup> siècles ou de la marchandisation d'un grand nombre de communs dans les pays du sud suite aux phénomènes de colonisation puis de mondialisation commerciale, permettant la connexion de nouvelles ressources au système productif. Un autre exemple concerne le cas des brevets sur le vivant : des semences (Tordjman, 2008) ou la biodiversité des régions tropicales par l'industrie des biotechnologies (Becker et Raza, 1999).

En particulier, Tordjman (2008) montre comment la création du marché des semences a nécessité qu'un double processus s'opère : un processus de qualification technique de transformation, de standardisation et de codification des variétés, et un processus de qualification juridique de définition de droits de propriété.

Certaines de ces modifications des DIE n'ont pas été sans conséquence sur le mode de développement. En particulier, comme déjà souligné par certains auteurs régulationnistes (Lipietz, 1999), la formation du rapport salarial des premières formes de capitalisme doit beaucoup à une modification des modalités d'accès à la terre. En Angleterre, le mouvement des enclosures parlementaires du XVIII<sup>ème</sup> siècle ne s'accompagne pas d'une augmentation sensible des gains de productivité en matière agricole en comparaison de ceux ayant lieu au XVII<sup>ème</sup> siècle (Allen, 1999). Mais ses conséquences en termes d'exode rural et donc de formation du salariat et des premières formes spécifiques de rapport salarial sont par contre bien documentées (Neeson, 1996). D'ailleurs, pour O'Brien et Keyder (1979), la relative lenteur du processus d'industrialisation français viendrait d'un mode de distribution des terres agricoles favorisant le maintien des petits paysans, suite à l'abolition des droits féodaux et l'adoption des lois agraires qui ont marqué la période révolutionnaire (voir aussi Labrousse, 1966).

### **2.3.2.2 Les dispositifs institutionnels d'approvisionnement en pétrole**

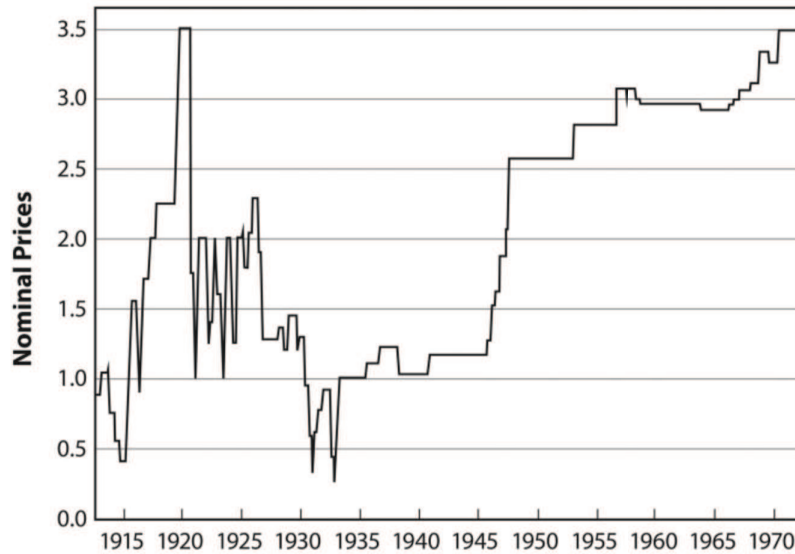
Le prix ou la disponibilité de l'énergie, ainsi que la dépendance des modes de développement à cette ressource, semblent participer significativement à la détermination du rythme de croissance. Or, nous avons montré que cette dépendance est liée à des caractéristiques des modes de développement, de telle sorte que chacun de ces modes implique des conséquences particulières en termes de pressions environnementales et de ressources utilisées. Dans cette perspective, la dépendance du fordisme au pétrole est endogène à ce mode de développement. Ainsi, les chocs pétroliers ne peuvent plus être considérés comme exogènes, et l'affaiblissement des compromis à la base du fordisme vient en partie de cette évolution du rapport à l'énergie qu'a généré le fordisme. Ce dernier porte donc, dans le rapport à l'environnement qu'il a lui-même généré, certaines conditions de sa propre remise en cause.

Mais la dépendance du fordisme au pétrole n'est pas seulement liée à ses caractéristiques intrinsèques. Un certain nombre d'institutions dédiées spécifiquement à la régulation de

l'usage des ressources énergétiques a également joué un rôle moteur dans l'émergence d'un tel rapport à l'environnement.

Huber (2013) montre comment une série de dispositifs institutionnels permet de régulariser l'approvisionnement de l'économie américaine en pétrole par la production domestique entre 1935 et 1972. Le marché pétrolier se caractérise en effet, au début du XXe siècle, par une grande instabilité liée à une absence de coordination des producteurs. La découverte du plus grand gisement pétrolier de l'histoire des Etats-Unis, dans l'Est du Texas au début des années 1930, induit une surproduction de la ressource, un effondrement de son prix, et ainsi menace la survie de l'industrie pétrolière elle-même. A l'issue d'un processus conflictuel impliquant différentes fractions du capital pétrolier et les organismes de réglementation du gouvernement fédéral américain et des États, est adopté un ensemble de dispositifs permettant de régler la production en fonction de la demande anticipée (Nordhauser, 1979). Cet ensemble permettra de stabiliser les prix du pétrole et les profits de l'industrie pétrolière. Ces dispositifs sont mis en œuvre par :

- le *Federal Bureau of Mines*, chargé des prévisions mensuelles concernant la demande de pétrole, désagréé au niveau des Etats. Ces prévisions se sont avérées d'une grande précision. Elles permettaient le calcul du niveau de production nécessaire à l'obtention de prix assurant la survie des producteurs indépendants, ayant les plus hauts coûts de production du marché, tout en étant suffisamment bas pour éviter de freiner la consommation de masse.
- les *agences de rationnement à l'échelle des Etats*, et principalement la Texas Railroad Commission, qui contraint la production de pétrole selon les projections du Federal Bureau of Mines. Ces agences assignent des permis à chaque producteur de l'Etat.
- l'*Interstate Compact Oil Commission*, qui assure la coordination entre Etats. La Figure 8 témoigne de l'efficacité de ce contrôle de marché en termes de stabilisation des prix à partir de 1935.



**Figure 8. Prix nominaux du pétrole brut, 1913-1972 (en dollars par baril)**

Source : Huber (2013).

Ajoutons que le plan Marshall organise la diffusion de la mécanisation en Europe et renforce la dépendance de celle-ci au pétrole. Plus de 10% de l'aide attribuée aux pays européens dans le cadre du plan Marshall servent ainsi à financer l'importation de pétrole auprès de compagnies américaines (Painter, 2009). Cette impulsion initiale, visant la reconstruction de l'Europe, assure également un débouché important pour l'industrie américaine, notamment pétrolière. La part du pétrole dans la consommation d'énergie primaire de l'Europe de l'ouest passe ainsi de 10% en 1947 à 32,3% en 1960. Pendant la période fordiste, la stabilisation des prix et de l'approvisionnement, y compris au niveau européen, est assurée par la production américaine. Ce système perd sa faculté régulatrice lorsque les capacités de production américaine sont utilisées à saturation à partir de mars 1972 (Vietor, 1984, p. 199), ce qui sera une des conditions d'effectivité de l'action de l'OPEP. Des politiques de diversification énergétique voient le jour consécutivement aux chocs pétroliers, ce qui permet de limiter l'impact des chocs postérieurs aux années 1980, mais sans réellement remettre en cause la dépendance des post-fordismes au pétrole.

Bien qu'elles n'aient sans doute pas la centralité du pétrole dans le Fordisme, la stabilisation de l'approvisionnement et des prix des autres ressources naturelles a sans doute joué un rôle dans l'avènement du régime d'accumulation sous-tendant le Fordisme. Ainsi, l'exemple des institutions régulant l'accès de l'économie aux ressources agricoles mérite d'être mentionné.

### 2.3.2.3 Les dispositifs de stabilisation des marchés agricoles

Giraud et Ollivier (2015) rapportent qu'une série de dispositifs visant à stabiliser les prix et l'approvisionnement en produits agricoles ont été mis en place. Ceux-ci prennent la forme d'accords internationaux et de politiques nationales.

Ainsi, un nombre conséquent d'accords internationaux sur les produits agricoles sont signés entre le début des années 1930 et le début des années 1960, mobilisant des dispositifs de contingentement d'exportations ou de stocks régulateurs pour limiter les fluctuations des prix mondiaux agricoles (par exemple, sur le blé, le sucre, le café et le cacao). De leur côté, les politiques nationales viseront à protéger les marchés domestiques des fluctuations internationales, par des mécanismes de contrôle des prix, de la production et des frontières. Les Etats-Unis adoptent le *Agricultural Adjustment Act* en 1933, qui incite les agriculteurs à la limitation de leur production et le *Farm Credit Act* qui permet une restructuration des dettes des fermiers suite au Dust Bowl. Des *Marketing boards*, établissements publics effectuant des achats et des ventes sur le marché agricole sont établis dans la plupart des pays anglo-saxons. La France crée l'Office du blé en 1936, qui détient le monopole de l'importation et de l'exportation du blé. La PAC européenne, qui entre en vigueur dès 1962, assure des prix garantis aux producteurs européens. Selon Giraud et Ollivier (2015), cet ensemble de dispositifs permet une grande stabilité des prix nominaux et une baisse des prix réels des denrées agricoles dans l'après-guerre jusqu'à 1973.

Dès les années 1980, un grand nombre des accords internationaux de produits prennent fin et une vague de dérégulations touche les politiques nationales, ce qui rétablit une certaine instabilité sur les marchés des commodités agricoles. Sont alors plutôt privilégiés des dispositifs d'atténuation des *effets* de la volatilité des prix plutôt que d'atténuation de la volatilité elle-même, qui prennent la forme d'instruments de marchés (marchés à terme, assurances récolte et climat). Toutefois, l'efficacité de ces instruments apparaît discutable (Giraud et Ollivier, 2015). La crise de 2007–2008, marquée par un doublement des prix mondiaux agricoles se traduit par un certain nombre d'émeutes de la faim dans certains pays en développement, et un regain d'inflation dans les pays développés, qui, pour certains, en se conjuguant à la forte augmentation des prix du pétrole qui a lieu à la même période, n'est pas sans conséquences sur la crise financière qui s'amorce au même moment (Lipietz, 2012).



S'il apparaît difficile d'analyser les conséquences de ces dispositifs de régulation des marchés agricoles sur le régime d'accumulation dans son ensemble, ceux-ci ont sans doute eu un rôle non négligeable dans la construction de la norme de consommation fordiste en favorisant une baisse progressive des prix réels et une stabilité de l'approvisionnement des produits agricoles.

Au total, il apparaît que l'existence du Fordisme est conditionnée par l'ensemble de dispositifs institutionnels décrit ci-dessus. Cet ensemble régule l'accès de la production et de la consommation à ces ressources, et est ainsi une des conditions de réalisation du régime d'accumulation fordiste au même titre que les Formes Institutionnelles de la théorie de la régulation<sup>27</sup>. Ces DIE vont donc influencer sur le rythme d'accumulation en permettant (ou interdisant) certaines stratégies d'accumulation, et en se combinant avec les formes institutionnelles au sein du mode de régulation. Ces institutions vont ainsi parfois consister en un soutien à l'accumulation, mais elles peuvent également être facteurs de crise en renforçant la dépendance d'un mode de développement particulier à ces ressources. Les institutions spécialisées dans la régulation de l'usage de l'environnement remplissent ainsi la dernière condition pour constituer une forme institutionnelle : elles se combinent avec les autres formes institutionnelles pour produire un rythme d'accumulation particulier, voire constituent un facteur de déstabilisation du régime d'accumulation.

De leur côté, les DIE du second type, qui ont, pour la plupart, émergé plus récemment, ne semblent pas, pour l'instant, en mesure d'infléchir la trajectoire du capitalisme, en opérant par exemple un basculement de la hiérarchie institutionnelle (Magnin, 2013). Cependant, la grille de lecture régulationniste peut être utile pour comprendre comment ces DIE vont dépendre, à leur tour, des formes de post-fordismes.

---

<sup>27</sup> Notons que ces dispositifs peuvent également être conçus comme constitutifs de la forme de la concurrence des secteurs de l'extraction de pétrole et de l'agriculture, ce qui rejoint l'idée de Douai et Montalban (2012). Mais, ces institutions ont de grandes conséquences au niveau macroéconomique, en permettant d'assurer l'approvisionnement du reste de l'économie et en tant que ressource centrale dans les modes de production, de distribution et de consommation. Ces institutions peuvent donc à la fois être considérées comme des dispositifs modelant la forme de la concurrence au niveau sectoriel et des DIE au niveau macroéconomique.

### **2.3.3 Des dispositifs institutionnels de préservation des services écosystémiques de régulation dépendants des formes historiques de capitalismes ?**

Si l'on suit Fressoz et al. (2014), on ne peut opposer les sociétés industrielles d'avant et d'après les années 1970 par le fait que, à la différence des premières, les secondes feraient preuve de réflexivité environnementale<sup>28</sup>. Ainsi, un certain nombre de dispositifs sont antérieurs à la révolution industrielle. Au cours des premières formes de capitalismes, ils évoluent et d'autres émergent. Ainsi, jusqu'à la période d'industrialisation, en France et en Angleterre, les dispositifs institutionnels ont tendance à sanctionner les artisans, émetteurs des pollutions, et à protéger les bourgeois, qui en sont victimes (Fressoz, 2009; McLaren, 1983) et les polices urbaines jouent un grand rôle dans le contrôle effectif des nuisances des ateliers (Le Roux, 2011). La seconde moitié du XVIIIème siècle voit un mouvement de dérégulation des pollutions industrielles que Fressoz et al. (2014) expliquent par la visibilité de long terme que nécessitent les investissements massifs dans les nouvelles techniques de production. Ainsi, le décret français du 15 octobre 1810 dispense les établissements classés de contrôles policiers et dépenalise les nuisances environnementales en instaurant un principe de compensation financière. Les lois anglaises contre la fumée procèdent également d'une logique de dérégulation. Un autre exemple de dispositif propre aux premières formes de capitalisme est la politique de conservation états-unienne qui prend la forme des premiers parcs naturels à la fin du XIXème siècle, dont il résultera une mise à l'écart des natifs américains (Spence, 1999).

Un processus de re-régulation a lieu au terme de la période fordiste. Celui-ci n'est sans doute pas étranger à l'importance des dégradations environnementales liées au fordisme. A partir des années 1970, la régulation des problèmes environnementaux fait l'objet d'un domaine indépendant du droit, ainsi que de politiques, d'administrations et de réglementations spécifiques (Meadowcroft, 2012). En particulier, pendant cette période, les Etats-Unis connaissent ce que Hillstrom (2010, pp. 390-404) nomme l'âge d'or de l'environnementalisme. Une vague de régulations environnementales est ainsi adoptée : le

---

<sup>28</sup> C'est-à-dire qu'elles tiendraient compte des "(...) conséquences de l'agir humain sur la nature, et [de] ses effets en retour" (Fressoz et al., 2014, p. 35).

*National Environmental Policy Act*, en 1969, instaurant la création de l'*Environmental Protection Agency* ; le *Clean Air Act*, en 1970, et le *Federal Water Pollution Control Act*, en 1972, fixant des normes d'émissions strictes ; le *Endangered Species Act* et l'interdiction du DDT en 1973.

Ce premier mouvement a lieu dans un certain nombre de pays développés. A titre d'illustration, la Figure 9 laisse apparaître l'évolution mondiale du nombre cumulé de sections nationales d'ONG environnementales internationales, de parcs nationaux, d'adhésion des Etats à des organisations gouvernementales internationales environnementales, de ministères de l'environnement et de lois relatives aux études d'impact environnemental. Il apparaît que ces éléments présentent bien un rythme de croissance accru à partir des années 1970.

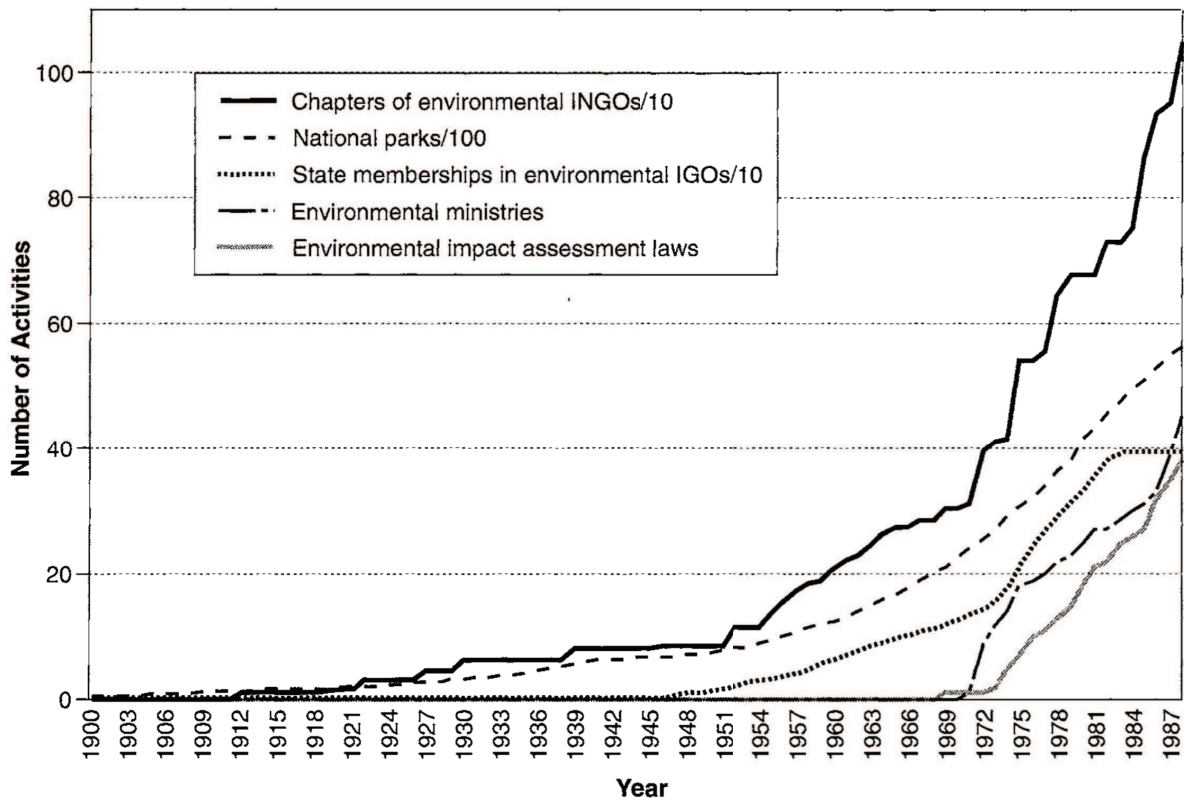


Figure 9. Nombre cumulé de cinq activités environnementales nationales de 1900 à 1987

Source : Frank et al. (2000).

Cependant, les années 1980 sont marquées par une volonté d'assouplissement des dispositifs adoptés au cours de la décennie précédente. Ainsi, dans les pays développés, Chester (2010) estime que les mouvements politiques écologistes, émergeant dans les années 1960, ne se

traduisent finalement que par des changements institutionnels ne bouleversant pas la structure du mode de développement postfordiste. Les problèmes environnementaux ne seraient ainsi vus que sous un point de vue économique d'internalisation des externalités, ce qui conduit à privilégier les instruments économiques de gestion de ces problèmes, qui visent à minimiser l'effet sur l'accumulation, mais sans avoir d'effet significatif sur la préservation de l'environnement. Bonneuil (2015) analyse cette inflexion, particulièrement marquée aux Etats-Unis, comme étant liée à une contre-offensive des milieux patronaux américains. Cette dernière a lieu sur les terrains juridique, politique, scientifique et idéologique, et aboutit à un *environmental backlash*, c'est à dire à : l'assouplissement des réglementations adoptées au début des années 1970, un arrêt du processus d'adoption de nouvelles réglementations environnementales, la mise en place d'instruments de marché de gestion de problèmes environnementaux et la diminution des moyens attribués à l'*Environmental Protection Agency*. La Figure 10 résume l'évolution, vers les instruments de marché, des politiques américaines et des accords internationaux en matière de conservation biologique et de lutte contre la pollution atmosphérique et de l'eau.

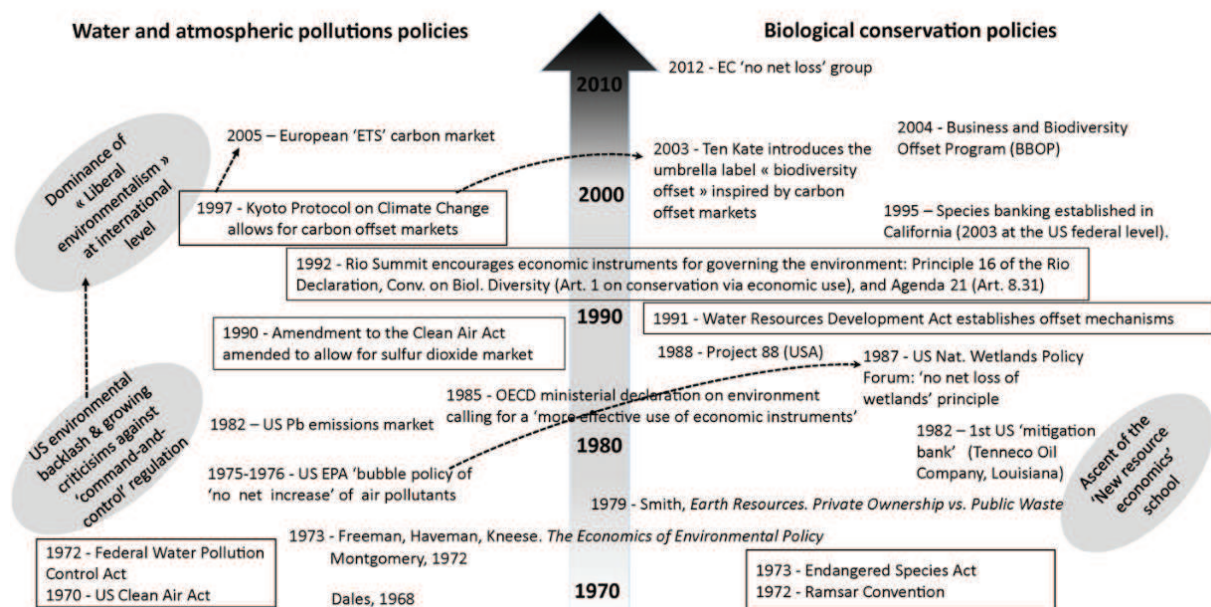


Figure 10. Etapes clés du développement des instruments de marchés

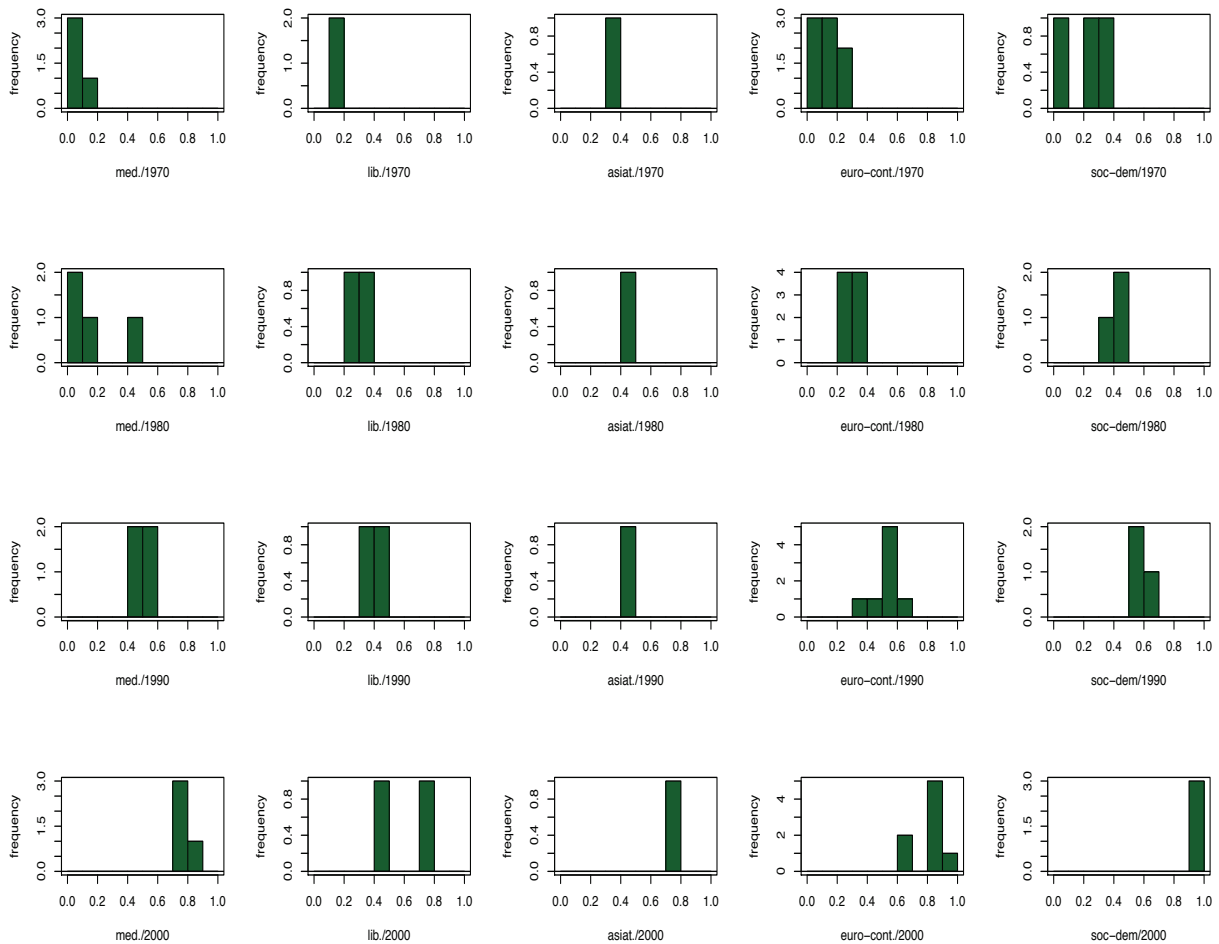
Source : Bonneuil (2015).

## Conclusion

Ce chapitre visait à comprendre la manière dont la coévolution entre le capitalisme et son environnement s'opère. Nous avons, en premier lieu, réalisé une revue de la littérature des travaux croisant analyse régulationniste et problématique environnementale et fait émerger trois grandes hypothèses que nous avons cherché à confronter avec des travaux d'histoire environnementale et d'économie écologique. Nous avons donc montré (1) que les formes historiques particulières de capitalisme présentent chacune des caractéristiques impliquant des conséquences environnementales particulières, (2) que les modes de développement subissent l'influence de leur environnement et (3) que les DIE jouent un rôle important dans l'évolution du rapport à l'environnement. En particulier, ces DIE ont ainsi facilité l'accès du Fordisme à sa base matérielle et ont, par ce biais, contribué à l'émergence et au maintien du régime d'accumulation fordiste, mais également concouru à nourrir la dépendance de ce dernier à cette base matérielle. Il est donc probable que le cadre d'analyse régulationniste nécessite d'être amendé pour tenir compte du fait que la reproduction du capitalisme requiert une mobilisation et un maintien de sa base matérielle. Cela peut passer par l'intégration d'une forme institutionnelle dédiée à la régulation des conflits liés à l'utilisation de cette base. Enfin, nous avons montré que l'évolution des DIE semble coïncider avec la succession des formes historiques de capitalisme. Nous avons vu, notamment, qu'une série de dispositifs de protection de l'environnement d'envergure sont adoptés au début des années 1970, aux Etats-Unis, mais que ceux-ci sont bien vite remis en cause, dès la deuxième moitié des années 1970, au profit des instruments de marché.

Mais dans quelle mesure cet *environmental backlash* est-il un phénomène commun à l'ensemble des pays développés ? Les structures institutionnelles et les rapports sociaux, au niveau national, présentent, en effet, des différences non négligeables. Si certaines tendances générales traversent le post-fordisme (hégémonie croissante de la sphère financière, libéralisation), les approches institutionnelles comparatives ont montré la diversité inhérente à ce mode de développement. Cette diversité pourrait impliquer que l'ampleur de l'*environmental backlash* sera variable géographiquement. Ainsi, la Figure 11 permet de se rendre compte que le rythme d'adoption des DIE n'est pas homogène en fonction des modèles contemporains de capitalisme, tels que définis par Amable (2005) (*cf.* chapitre 2). Cette série de graphiques met en relation le nombre de DIE adoptés par les pays d'un modèle de

capitalisme donné, à un point temporel donné (1970, 1980, 1990 ou 2000). Les données utilisées proviennent du projet ENVIPOLCON (Holzinger et al., 2008).



**Figure 11. Evolution du nombre de DIE selon les modèles de capitalismes contemporains<sup>29</sup>**

Dans le cas des pays du modèle libéral de marché, l'*environmental backlash* apparaît assez nettement : on constate une quasi-stagnation du nombre de DIE adoptés entre 1980 et 1990. Mais tel n'est pas le cas en ce qui concerne les modèles méditerranéen, européen-continental et social-démocrate. Les modèles européen-continental et social-démocrate semblent particulièrement se détacher des autres s'agissant du nombre de DIE adoptés en 2000. En fait,

<sup>29</sup> med : modèle méditerranéen ; lib : modèle libéral de marché ; asiat : modèle asiatique ; euro-cont : modèle européen-continental ; soc-dem : modèle social-démocrate. L'axe des abscisses représente la proportion de DIE adoptés sur les 40 DIE pris en compte par Holzinger et al. (2008). L'axe des ordonnées représente le nombre de pays, relevant d'un modèle donné, associés à chaque proportion de DIE adoptés, pour une année donnée. Par exemple, en 1970, 3 pays relevant du modèle méditerranéen avaient adopté moins de 10% des 40 DIE considérés, et un des pays relevant du même modèle avait adopté entre 10% et 20% de ces 40 DIE.

## *Chapitre 1*

si les DIE ont fait l'objet d'un processus d'adoption différencié en fonction des formes historiques de capitalisme, il semble qu'ils aient également subi l'effet de la différenciation géographique du capitalisme. L'adoption de ces dispositifs apparaît alors influencée par les structures institutionnelles préexistantes. Dès lors, et si nous avons pu montrer que les formes historiques de capitalisme ont un impact sur la forme que revêtent les DIE, nous pouvons raisonnablement faire l'hypothèse que ceux-ci varient également en fonction des formes de post-fordisme. L'objet du chapitre suivant est précisément d'expliquer en quoi la diversité contemporaine des capitalismes joue un rôle sur l'adoption des institutions environnementales.

**Chapitre 2 : Le rôle de la diversité  
synchronique des capitalismes dans  
l'adoption des institutions environnementales**





## Introduction

Nous avons vu que les formes historiques de capitalisme ont entretenu des rapports à l'environnement différenciés. Nous explorons maintenant l'idée selon laquelle les diverses formes actuelles de capitalismes auraient différentes réponses aux problèmes environnementaux. Ainsi, il s'agit ici de progresser dans l'appréhension de la nature de la différenciation internationale en matière d'institutions environnementales, puis dans la compréhension des causes de cette différenciation, en mobilisant le cadre d'analyse d'inspiration régulationniste et les résultats proposés par Amable (2005).

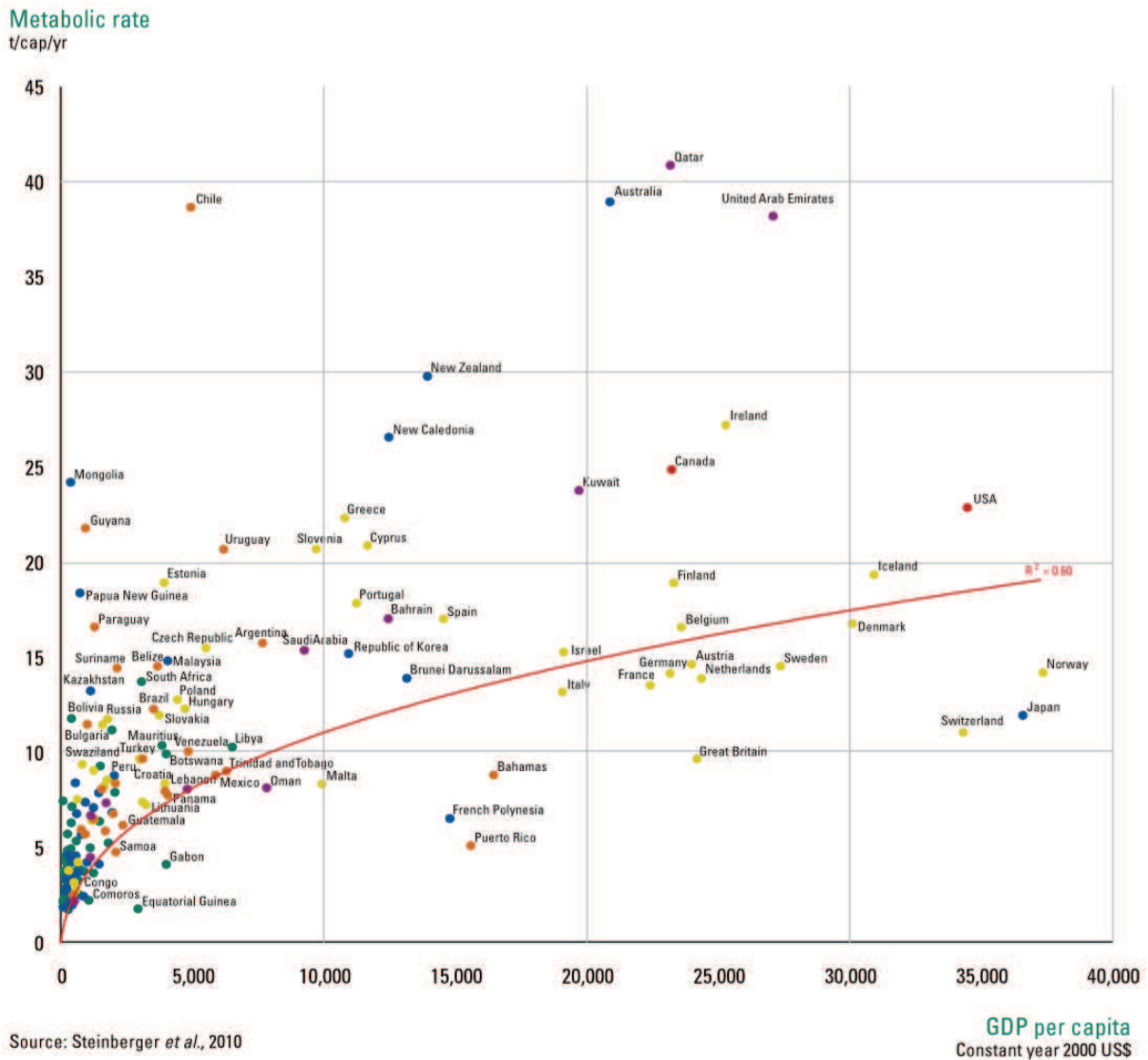
### *Déterminants des pressions environnementales*

Nous partons du constat qu'il existe, dans la période contemporaine, une grande variété de niveaux et de types de pressions environnementales selon les pays. De larges pans de la littérature scientifique se sont attachés à expliquer ces différences.

L'approche de Ehrlich et Holdren (1971) fait sans doute partie des tentatives d'explication les plus anciennes de l'impact environnemental des sociétés humaines. Ce dernier y est fonction de l'importance de la population d'une société donnée, de son niveau de richesse monétaire et de l'état de sa technologie (le modèle IPAT). Jusqu'aux années 1980, cette littérature considère que le niveau de pression environnementale agrégé est lié au niveau de revenu agrégé, et ce dans une relation croissante. Au cours des années 1980, apparaît le concept de développement durable, mettant en avant la non automaticité de la corrélation négative entre richesse monétaire et protection de l'environnement. Certains économistes ont ainsi recours à une hypothèse liant niveau de revenu agrégé et pollution dans une courbe en cloche : la courbe environnementale de Kuznets. Ainsi, les pressions environnementales, d'abord croissantes, sont censés décroître au-delà d'un certain niveau de revenu par habitant (Grossman et Krueger, 1995). Différentes explications théoriques sont évoquées par la littérature pour justifier cette forme (Dinda, 2004). En particulier, atteindre un certain niveau de PIB permettrait de dégager les ressources nécessaires pour minimiser les dégâts environnementaux générés par l'activité humaine, et un niveau accru de demande de qualité environnementale de la part des acteurs. Cependant, l'étape des vérifications empiriques a largement remis en cause cette hypothèse pour diverses raisons. En particulier, les résultats dépendent des types de pressions environnementales considérées, la relation n'apparaissant vérifiée que pour certains polluants de l'air locaux, et les analyses souffrent d'un certain

## Chapitre 2

nombre de fragilités méthodologiques (Dinda, 2004; Stern, 2014). Ces travaux ont notamment fait émerger que la variabilité des niveaux de pression environnementale par habitant s'accroît au-delà d'un certain seuil de revenu national. Ils mettent ainsi la non systématique de cette relation (De Bruyn et al., 1998; Dijkgraaf et Vollebergh, 1998). Ainsi, à niveau de revenu par habitant équivalent, les pays atteignent des niveaux de pression environnementale individuels variables (Figure 12), et les trajectoires de découplages, sur les vingt dernières années, sont elles-mêmes diverses (OCDE, 2014), ce qui laisse penser que d'autres facteurs déterminants des pressions environnementales nationales sont à l'œuvre.



## *Chapitre 2*

population, conditions environnementales, dotations naturelles, (Cropper et Griffiths, 1994; Liefferink et al., 2009; Selden et Song, 1994); (iii) l'ouverture commerciale, qui implique un phénomène de délocalisation des pressions environnementales des pays les plus développés vers les pays les moins développés (Grossman et Krueger, 1991; Hettige et al., 1992; Kellenberg, 2008; Suri et Chapman, 1998) et (iv) les aspects institutionnels (Baldwin, 1995; Shafik, 1994). Si le rôle des trois premières variables ne s'est pas avéré complètement concluant, celui concernant les aspects institutionnels, qui inclut les politiques environnementales mais aussi des institutions moins formelles, comme les normes sociales de consommation, semblent avoir leur rôle dans la variété des performances environnementales nationales (Esty et Porter, 2005).

### *Le développement des Dispositifs Institutionnels Environnementaux*

Dans le chapitre précédent, nous avons vu que, durant les quarante dernières années et dans les pays développés, nous avons assisté à l'apparition et au développement d'institutions dédiées à la régulation d'un certain type de problèmes environnementaux. En effet, aux institutions de régulation des conflits liés à l'accès aux ressources naturelles auparavant existantes (droit de propriétés sur les terres et les ressources naturelles, soutien de certaines filières énergétiques et agricoles...), se superposent de nouveaux types d'institutions, plus axées sur la prévention des dégâts qu'entraînent les modes de consommation et de production sur les fonctions de régulation et d'habitats des écosystèmes. Ainsi, quotas, normes, taxes, subventions, marchés de quotas, labellisation et certifications, ayant trait à divers domaines environnementaux, ont émergé dans une grande majorité de pays développés (Holzinger et al., 2008; McNeill, 2010c; Meadowcroft, 2012). Ces dispositifs sont manifestement importants pour expliquer les différences de pressions environnementales entre pays (Esty et Porter, 2005). Ce dernier élément rend légitime la question des déterminants de l'adoption de telles institutions. Ainsi, pour comprendre la variabilité des niveaux de pression environnementale dans les pays développés, la question de la nature de la différenciation internationale en matière de DIE, ainsi que celle des déterminants de cette différenciation apparaissent incontournables.

En effet, bien qu'elle subisse l'effet de forces de convergence, il y a de fortes chances que l'adoption des institutions environnementales fasse l'objet de processus différenciés selon les contextes institutionnels et politiques nationaux dans lesquels elle s'inscrit. Cette

différenciation des DIE participerait alors à l'explication de la diversité des pressions environnementales nationales.

### *Les forces de convergence des institutions environnementales*

Pour Holzinger et al. (2008), un certain nombre de ces facteurs de convergences des institutions environnementales sont liés à l'ouverture internationale des économies ayant eu lieu pendant la période d'émergence de ces institutions. En particulier, l'intégration politique est susceptible de favoriser un phénomène d'harmonisation institutionnelle. En effet, l'existence d'interdépendances incite les gouvernements à résoudre des problèmes communs à travers une coopération s'effectuant dans le cadre d'institutions internationales (Union Européenne, conventions internationales...). A ceci s'ajoutent des phénomènes de diffusion informationnelle transnationale sur les expériences en matière de politiques environnementales. Ces éléments sont plutôt de nature à générer un phénomène de convergence vers l'adoption d'institutions plus protectrices de l'environnement. A l'opposé, la dimension commerciale de l'ouverture internationale, et le niveau de compétition réglementaire qu'elle induit, sont potentiellement porteurs d'un nivellement par le bas de ces institutions (« race to the bottom »), qui resteraient dans ce cas à l'état embryonnaire.

Des facteurs intra-nationaux sont également susceptibles de favoriser la convergence vers de hauts standards environnementaux. Ainsi, celle-ci peut simplement refléter des réponses similaires, mais indépendantes, aux problèmes environnementaux identiques se développant dans les différents pays. Cette convergence peut aussi s'expliquer par l'atteinte, pour les pays développés, de niveaux de revenu qui favorisent l'adoption d'institutions environnementales protectrices de l'environnement (selon la littérature dédiée à l'hypothèse de la courbe environnementale de Kuznets).

Les résultats de l'analyse de Holzinger et al. (2008) suggèrent l'existence d'un phénomène de convergence vers l'adoption d'institutions environnementales plus nombreuses et plus protectrices de l'environnement, entre 1970 et 2000 et au sein d'un groupe de 24 pays développés. Ces travaux font notamment apparaître un rôle important des institutions internationales et de la diffusion informationnelle transnationale dans cette convergence. L'influence de l'Union Européenne apparaît moins marquée que celle des autres institutions internationales. Bien que l'effet de la compétition réglementaire apparaisse significatif, son impact a été moins important que celui des facteurs impliquant une convergence par le haut des politiques environnementales.

Cependant, malgré ces phénomènes, les nations semblent garder un degré important de spécificités. En particulier, même lorsque le processus d'adoption des institutions environnementales est mené par des structures supranationales telles que l'Union Européenne, il se traduit par une grande diversité internationale d'application dans le degré et la forme de ces institutions. C'est le cas, par exemple, dans le domaine des déchets ménagers en Europe (Godard, 1995), celui des agendas 21 (Emelianoff, 2005; Mancebo, 2009) ou s'agissant du développement de l'industrie éolienne (Toke et al., 2008). Ceci suggère que d'autres mécanismes, participant au maintien de cette diversité institutionnelle, sont à l'œuvre. En effet, les institutions environnementales ne se déploient pas sur des espaces sans histoire, mais se superposent à des structures institutionnelles et des contextes politiques différenciés.

*Forces de divergence des institutions environnementales*

En premier lieu, la diversité des intérêts nationaux est susceptible d'aboutir à une diversité des positionnements des pays s'agissant des problèmes environnementaux nécessitant une coordination internationale (transfrontaliers ou globaux). En effet, si les nations subissent un certain nombre de dégradations environnementales communes, elles ne subissent pas systématiquement le même degré de vulnérabilité face à ces dégradations. De même, les coûts économiques de la réduction des pressions environnementales sont susceptibles de varier selon les nations, en fonction, en premier lieu, de l'importance du niveau de pression qu'elles émettent (qui dépend de leur structure productive, leur situation géographique et de leurs modes de consommations dominants).

Sprinz et Vaahtoranta (1994) parviennent à relier de tels facteurs explicatifs avec le positionnement des pays lors des négociations sur la protection de la couche d'ozone (le protocole de Montréal de 1987) et la réglementation de l'acidification transfrontalière (le protocole d'Helsinki de 1985). Mais les auteurs reconnaissent que ces déterminants n'expliquent pas totalement ce positionnement. En particulier, pourrait être ajoutées aux coûts économiques de la réduction des pressions, la capacité des pays à mobiliser des moyens financiers et technologiques, et leurs dotations naturelles. Mais ces éléments ne sont pas non plus de nature à expliquer les politiques environnementales nationales de manière exhaustive. Par exemple, concernant spécifiquement les dotations naturelles, Toke et al. (2008) montrent la divergence importante qu'il existe entre le potentiel de développement de l'énergie éolienne et sa mise en œuvre industrielle.

D'autre part, cet intérêt national peut masquer une diversité des intérêts des différents groupes sociaux au sein d'un pays donné, si bien que la notion d' « intérêt national » est plus difficile à cerner. Ainsi, les coûts économiques introduits par une institution environnementale ont des chances de ne pas affecter de manière homogène ces groupes sociaux. Cela est encore plus net concernant la vulnérabilité de ces derniers aux dégradations environnementales (Laurent, 2011). Dans cette perspective, le positionnement d'un pays en termes de politique environnementale va dépendre des rapports de force entre groupes sociaux au niveau intra-national. La littérature est abondante dans les domaines qui concernent le rôle de ces rapports de force dans la dynamique des institutions environnementales (intérêts respectifs des catégories populaires et aisées concernant la protection et l'usage de l'environnement, intérêts des lobbies industriels nationaux, mouvements écologistes...). Par exemple, Carter (2013) montre que les partis sociaux-démocrates intègrent systématiquement, dans les pays développés, des positions davantage favorables à la protection de l'environnement que les partis conservateurs. Ce positionnement est d'autant plus marqué qu'ils subissent la concurrence de partis écologistes. Ces rapports de forces sont encadrés par des systèmes politiques, dont nous verrons qu'ils ont, par ce biais, une influence sur les politiques environnementales nationales. Mais ces institutions politiques ne sont pas les seules à être susceptibles d'influer sur les rapports de forces autour des enjeux environnementaux. Ainsi, un certain nombre d'éléments nous permettent de considérer qu'il existe un lien entre la façon de réguler les problèmes environnementaux et les différentes formes de capitalisme, c'est à dire les manières de réguler d'autres sources d'instabilité systémique dans des domaines comme la finance, la concurrence sur le marché des produits, le fonctionnement du marché du travail et celui de la protection sociale.

Des comparaisons internationales concernant ces domaines institutionnels, et les liens entre ceux-ci, ont été effectués par de nombreux travaux mettant en avant une diversité des capitalismes. Parmi les plus avancés en la matière, nous pouvons particulièrement mentionner l'approche d'économie politique néoréaliste appliquée à la diversité des capitalismes (Amable, 2005).

Il semble alors pertinent d'explorer l'idée selon laquelle ces différents modèles de capitalisme auraient différentes réponses aux problèmes environnementaux. Ceci pour deux raisons, qui sont autant de forces de divergence internationale des manières de réguler les problèmes environnementaux. D'une part, les institutions d'un pays ont des déterminants politiques communs (en termes de rapports de forces et de système politique). Dès lors, il apparaît

possible de retrouver la même diversité dans la façon dont se régulent les problèmes environnementaux que dans la manière de résoudre d'autres problèmes socio-économiques, comme par exemple la contradiction capital-travail. D'autre part, les systèmes institutionnels sont structurés par des liens de hiérarchie ou de complémentarité qui vont lier les institutions entre elles. Ces liens sont également susceptibles de participer à la détermination des institutions environnementales de chaque modèle de capitalisme. De manière générale, notre démarche vise à tester la validité de certaines hypothèses concernant ces liens.

La première section s'attache à la présentation d'une grille de lecture permettant l'analyse des liens entre les différentes formes de capitalisme et leur environnement. En particulier, elle permettra de faire émerger un certain nombre d'hypothèses concernant l'implication de ces formes de capitalisme sur l'adoption des institutions environnementales. Ces hypothèses concernent trois types de mécanismes qui permettent de comprendre la manière dont les institutions environnementales peuvent dépendre des déterminants politiques sur lesquels se fondent les capitalismes (rapports de forces et systèmes politiques) et de la forme des domaines institutionnels qui constituent ces capitalismes (institutions du marché du travail, protection social, système financier et type de concurrence).

La deuxième section cherche à confronter cet ensemble d'hypothèses avec les données disponibles au travers d'une analyse de données. Cette analyse permet, en premier lieu, de faire émerger une typologie des dispositifs institutionnels de l'environnement. Des comparaisons avec la classification d'Amable (2005) des cinq capitalismes et avec différents aspects des structures institutionnelles sont ensuite réalisées. Une certaine correspondance entre notre typologie des DIE et la typologie des capitalismes apparaît. Les rôles des déterminants politiques, des types de concurrences sur le marché des produits, et des niveaux d'inégalités apparaissent particulièrement structurants vis à vis de la forme et du développement des DIE.

## **1 Diversité des Capitalismes et dynamique des institutions environnementales**

Les institutions émergeant explicitement de problématiques de conflits environnementaux ne se déploient pas sur des espaces sans histoire, mais se superposent à des structures institutionnelles et des contextes politiques différenciés. Un des questionnements fondamentaux de cette thèse est donc de se demander dans quelle mesure et de quelles



manières l'émergence des institutions environnementales est déterminée par le contexte institutionnel dans lequel ces institutions s'inscrivent.

Nous avons vu, dans le précédent chapitre, que le capitalisme introduit un rapport spécifique à l'environnement. Cependant, on trouve toute une littérature mettant en avant la non unicité du capitalisme et la non convergence des structures institutionnelles nationales. Ainsi, les économies ont vraisemblablement subi un processus d'adaptation différenciée aux phénomènes d'intensification de la mondialisation ou d'intégration européenne plutôt qu'une homogénéisation liée à une quête de la structure optimale ou qu'un abandon de souveraineté au profit de structures supranationales. Cette diversité des systèmes institutionnels suggère également l'existence d'une diversité de rapports à l'environnement. Pour ces raisons, nous mobilisons un cadre d'analyse permettant de décrire la diversité actuelle et la dynamique de ces structures institutionnelles, et fournissant des outils conceptuels de compréhension des interactions institutionnelles (1.1). Ce cadre d'analyse est ensuite mobilisé dans la formulation d'un certain nombre d'hypothèses concernant l'implication de ces formes de capitalisme sur l'adoption des institutions environnementales (1.2).

## **1.1 Les analyses comparatives du capitalisme**

Un certain nombre d'approches visant la comparaison des systèmes économiques contemporains ont émergé depuis la fin de la décennie 1980. Ces travaux s'inscrivent, d'une certaine manière, dans le champ de la comparaison des systèmes économiques, notamment marqués par les débats sur la rationalité des économies planifiées des années 1920 et 1930, et par l'analyse de la comparaison historique des formes de capitalismes opérée par l'école de la régulation. La diversité contemporaine des capitalismes a été principalement mise en évidence par les courants de la variété des capitalismes (Hall et Soskice, 2001) et la théorie de la régulation (pour une synthèse, voir Boyer, 2002), dont l'approche de la diversité du capitalisme s'inspire (Amable, 2005).

Pour Boyer (2002) comme pour Jackson et Deeg (2006), les deux types d'approches ont en commun (i) la reconnaissance du rôle des institutions dans l'encadrement du comportement des acteurs (ii) l'objectif de mise en lumière des différences entre systèmes institutionnels nationaux par des méthodes de comparaisons internationales, (iii) la remise en cause du marché comme unique mode de coordination existant et (iv) de son caractère optimal, et (v) le fait que ces différents modèles ont peu de chance de converger du fait des avantages

institutionnels qu'ils octroient aux firmes opérant dans certains secteurs. Nous ajoutons que (vi) ces approches revêtent toutes deux un caractère systémique par l'utilisation de concepts d'interactions institutionnelles.

Au-delà de ces traits communs, il nous semble que ces deux grandes approches se différencient sur trois aspects majeurs : la nature de la diversité des capitalismes, les causes de cette diversité et les types d'interactions institutionnelles considérées.

### **1.1.1 La nature de la diversité des capitalismes**

Les deux approches se différencient sur le choix des critères qui vont permettre de mettre en lumière la diversité des capitalismes. Ces critères vont concerner aussi bien le type et le contenu des institutions envisagées, et dépendront de l'objectif de l'analyse : centré sur la façon dont la firme résout ses problèmes de coordination ou fondé sur la cohérence macroéconomique (Boyer, 2002). Un autre élément de clivage portera sur l'articulation de ces institutions : subissent-elles l'effet d'un principe commun se retrouvant dans chacune d'entre elle ou les modes de coordination peuvent-ils varier selon les domaines institutionnels constituant un modèle de capitalisme ? Finalement, ces deux éléments impliqueront la constitution d'un nombre d'idéaux types de capitalismes différents selon l'approche retenue.

L'approche de la « Variety of Capitalism » (VoC) initiée par Hall et Soskice (2001), focalise son attention sur la façon dont les firmes conservent leur compétitivité dans des contextes institutionnels radicalement différents. La réussite d'une firme dépend de la façon dont elle résout ses problèmes de coordination avec les acteurs externes et internes pour pouvoir exploiter et développer ses compétences. Cinq sphères font l'objet de tels problèmes : (i) les relations industrielles, (ii) l'éducation et la formation professionnelle, (iii) la gouvernance d'entreprise, (iv) les relations inter-firmes et (v) les relations intra-firmes. Dans chacune de ces sphères, deux types de mécanismes peuvent être mise en place pour résoudre les problèmes de coordination : les mécanismes de marché, qui instaurent une coordination s'opérant par le biais de contrats formels et répondant aux signaux de marché, ou la coordination stratégique, basé sur des relations non contractuelles, la collaboration et les interactions stratégiques. Ces deux types donnent lieu à l'existence de deux modèles de capitalisme : les économies libérales de marché (LME) et les économies coordonnées de marché (CME). Notons que ces deux modèles sont isomorphes en leur sein, c'est à dire que le mode de coordination est supposé être le même dans toutes les sphères qui les constituent.

Faisant le constat que les économies de type LME et de type CME ont chacune leurs propres avantages comparatifs institutionnels, cette approche a permis de montrer, sur la période contemporaine, qu'il n'existe pas de « meilleure pratique » institutionnelle, c'est à dire de modèle référent depuis lequel on pourrait apprécier la pertinence de systèmes institutionnels différents.

Cependant, cette approche souffre de plusieurs limites : seul le mode de coordination des activités (signaux de marché et signaux hors marché) est retenu comme critère de différenciation. Ce mode de coordination est censé être commun à tous les domaines institutionnels d'un modèle de capitalisme (isomorphisme institutionnel). Il résulte de ces deux éléments que les systèmes institutionnels de bon nombre de pays se retrouvent difficilement appréhendables. C'est le cas de la France et des pays méditerranéens, dont les auteurs constatent la non-conformité au principe d'isomorphisme institutionnel (Hall et Soskice, 2002, pp. 66-67).

L'approche de la « Diversité des Capitalismes » (DdC) proposée par Amable (2005), et inspiré de l'approche de la régulation, élargit le choix des critères de distinction des capitalismes en dépassant la focalisation sur les problèmes de coordination de la firme pour porter l'attention sur la cohérence systémique et macroéconomique. L'approche considère les modèles de capitalismes comme des systèmes complexes, liant entre eux des domaines institutionnels par des relations de complémentarité. L'auteur propose de caractériser la diversité des capitalismes en mettant en œuvre une grille d'analyse de cinq domaines institutionnels : (i) le type de concurrence sur le marché des produits, (ii) les institutions du marché du travail, (iii) les systèmes de protection sociale, (iv) les systèmes éducatifs et (v) les systèmes financiers.

Deux justifications peuvent être mentionnées concernant le choix et le contenu de ces domaines institutionnels. D'une part, il existe une certaine correspondance entre ces derniers et les Formes Institutionnelles de la théorie de la régulation, ce qui indique la filiation régulationniste de l'analyse. Dans ce sens, le principe de choix des domaines institutionnels correspond au souci de faire apparaître les codifications des rapports sociaux fondamentaux du capitalisme. Ils reflètent donc d'abord l'expression des rapports de force entre blocs socio-politiques. Ainsi, le type de concurrence sur le marché des produits et les systèmes financiers sont des codifications du rapport marchand, et les institutions du marché du travail, les

## *Chapitre 2*

systèmes de protection sociale et les systèmes éducatifs sont des codifications du rapport salarial.

La deuxième justification est directement donnée par l'auteur : sont considérés les domaines pour lesquels la littérature a montré que les nations entretiennent des différences non marginales et qui ont des conséquences potentielles en termes de performances macroéconomiques à travers les relations de complémentarité qu'elles entretiennent entre elles (Amable, 2005, p. 123).

Enfin, le contenu des domaines institutionnels est susceptible de varier au-delà des deux seuls modes de coordination considérés par la VoC. Ainsi, à côté de l'Etat et du marché, la firme, la communauté civile peuvent consister en des principes de coordination dans chaque domaine institutionnel (Boyer et Hollingsworth, 1997). Une telle approche permet donc d'aller au-delà de l'opposition binaire entre économies libérales de marché et économies coordonnées de marché isomorphes en leur sein, en montrant que les modèles contemporains de capitalismes sont basés sur des modes de coordinations variant en fonction des domaines institutionnels.

En affectant à chacun de ces domaines des variables permettant de mettre en lumière cette diversité, Amable (2005) retrouve une partie des résultats de la VoC en isolant un modèle correspondant au LME. Cependant, Le groupe des CME ne s'avère pas homogène. Ainsi, les types de systèmes socioéconomiques obtenus sont :

- le modèle libéral de marché (Australie, Canada, Royaume-Uni, Etats-Unis), notamment caractérisé par une forte concurrence sur le marché des produits, un marché du travail flexible, un système de financement plutôt par le marché financier et un système de protection social par capitalisation ;
- le modèle social-démocrate (Danemark, Finlande, Suède), similaire au précédent concernant le degré de concurrence et le marché du travail, mais avec un système de protection sociale très développé combiné à des politiques de l'emploi actives ;
- le modèle européen continental (Suisse, Pays-Bas, Irlande, Belgique, Norvège, Allemagne, France, Autriche) possède un plus haut degré de protection de l'emploi et un plus faible degré de protection sociale que le modèle précédent. Le financement des entreprises s'opère plutôt par l'intermédiaire des banques ;

## *Chapitre 2*

- le modèle méditerranéen (Grèce, Italie, Portugal, Espagne) possède une plus faible protection sociale que le modèle précédent, mais une forte protection de l'emploi, permise par un faible niveau de concurrence sur le marché des produits et l'accès à un financement de long terme ;

- le modèle asiatique (Japon, Corée du Sud) est le symétrique du modèle social-démocrate : il est centré sur la grande firme et son partenariat avec de grandes banques, ce qui permet d'opérer des stratégies de long terme et, associé à une protection de l'emploi très importante, permet la sauvegarde des compétences spécifiques de la main-d'œuvre.

Notons que, même si une certaine hérédité existe entre cette approche et celle de la régulation, l'auteur semble abandonner une grande partie des concepts régulationnistes (le régime d'accumulation notamment) pour se focaliser sur le mode de régulation amendé. Ici, une des distinctions avec la théorisation des formes institutionnelles de la régulation est que la forme institutionnelle du rapport salarial est ici divisée en trois domaines institutionnels distincts. Une justification à ce partitionnement pourrait être l'observation que, pour un même type de marché du travail (par exemple flexible dans les modèles libéral de marché et social-démocrate), il existe une variété de systèmes éducatifs et de systèmes de protection sociale (par le marché dans le modèle libéral et socialisés/universels dans le cas des pays sociaux-démocrates). Une structure théorique qui vise à rendre compte de la diversité des systèmes institutionnels contemporains gagnera donc à autonomiser ces trois domaines. Par ailleurs la forme de l'Etat se retrouve dans les cinq domaines institutionnels et l'insertion internationale participe à déterminer le niveau et le type de concurrence sur le marché des produits, et est, de toute manière, relativement homogène parmi les économies capitalistes contemporaines (Amable, 2005, pp. 159-161), ce qui relativise l'intérêt de les conserver comme domaines institutionnels.

D'autre part, Amable met en avant que l'Ecole de la Régulation, à travers un certain nombre d'études de cas, a montré que, à des périodes successives, les systèmes institutionnels des Etats-Unis, de l'Allemagne, de la France, puis du Japon ou des pays scandinaves, ont été capables d'obtenir des performances macro-économiques supérieures aux autres modèles. Ceci tendrait à suggérer, selon l'auteur, qu'il existerait un modèle référent, à une époque donnée, vers lequel il faudrait tendre pour profiter de ces bienfaits. De même, un certain nombre d'analyses des post-fordismes par des auteurs régulationnistes tendent à véhiculer l'idée de l'existence d'un « bon » et d'un « mauvais » capitalisme (Amable, 2005, pp. 103-

105). L'approche d'Amable entend se démarquer de cet aspect normatif, en adoptant un point de vue qu'il qualifie d' « économie politique néoréaliste » (Amable et Palombarini, 2005). Comme nous allons le voir, une des propriétés de cette approche est qu'elle accorde une grande importance aux ressorts politiques de la dynamique institutionnelle.

### **1.1.2 Les causes de la diversité des capitalismes**

Les approches n'accordent pas la même attention au changement institutionnel. La VoC adopte un point de vue fonctionnaliste de la dynamique des institutions (Deeg et Jackson, 2007), et insiste sur le phénomène de contrainte de sentier que constituent les systèmes institutionnels. Ainsi, la justification de la diversité des capitalismes est le souci de compétitivité des firmes. L'approfondissement de l'internationalisation entraîne une spécialisation accrue des systèmes par soucis de conservation de cette compétitivité, cette dernière étant liée aux avantages institutionnels délivrés par chacun des deux modèles de capitalismes définis par le courant de la VoC. Il y aurait ainsi convergence vers l'un ou l'autre de ces modèles. Ce faisant, l'approche ne permet pas d'expliquer la perpétuation de l'existence des systèmes institutionnels intermédiaires.

L'approche régulationniste (et de la DdC) remet en cause cette vue fonctionnaliste du changement institutionnel. En effet, dans cette optique, il n'existe pas d'ingénieur-système veillant à la cohérence interne des structures institutionnelles, et les acteurs participant à l'adoption et à l'évolution de ces structures n'ont pas conscience de l'ensemble des complémentarités systémiques à l'œuvre. Ainsi, le degré de cohérence de ces structures vis à vis de l'impératif de compétitivité des firmes peut seulement être observé par le chercheur, de manière ex-post. Les régulationnistes considèrent donc la dynamique institutionnelle comme dépendante des rapports de force entre blocs sociaux-politiques ayant des intérêts divergents, ceux-ci pouvant être déstabilisés lors des grandes crises. Cette attention particulière aux facteurs politiques se traduit notamment par la prise en compte du rôle la politique partisane et des systèmes politiques.

Ainsi, Amable (2005, pp. 235-242) observe une certaine corrélation entre les systèmes institutionnels nationaux et les choix politiques en termes de politique partisane d'une part, et entre ces systèmes et les systèmes politiques d'autre part (ibid., pp. 242-256). Il s'avère que les structures se rapprochant du modèle libéral de marché sont plutôt caractérisées par une représentation plus grande des partis de droite et du centre. A l'inverse, les systèmes se

rapprochant du modèle social-démocrate sont plutôt marqués par une importance relativement grande des partis de gauche et de gauche libertaire.

La façon dont cette demande politique se traduit dans les institutions constitutives des modèles de capitalismes dépend des systèmes politiques. Les modèles libéral de marché et méditerranéen sont plutôt associés aux systèmes bipartites majoritaires et pluralistes, décrits par (Lijphart, 2012) sous le concept de « démocratie de Westminster ». A l'inverse, les modèles social-démocrate et européen continental sont notamment caractérisés par une faible concentration politique et un niveau important de corporatisme des groupes d'intérêts, qui sont des caractéristiques centrales des « démocraties de consensus ». En effet, en comparaison du modèle de Westminster, le modèle de consensus est marqué par un nombre important d'acteurs ayant des droits de veto sur les décisions politiques. Ces acteurs sont autant d'obstacles aux politiques de déréglementation des marchés des produits, du travail et financiers. Notons que le modèle asiatique est marqué par un niveau intermédiaire de concentration politique mais que d'autres canaux que la dispersion des partis politiques assurent la représentation des intérêts puisque ces pays sont marqués par un degré élevé de corporatisme.

### **1.1.3 Les interactions institutionnelles**

Les analyses comparatives du capitalisme insistent toutes sur le rôle des complémentarités institutionnelles dans l'explication des performances des systèmes institutionnels. L'approche de la régulation y adjoint un certain nombre d'autres types d'interactions institutionnelles qui participent à conférer un caractère dynamique au cadre d'analyse régulationniste.

L'approche de la VoC adopte la définition la plus restreinte du concept de complémentarité en reprenant celle d'Aoki (1994). Dans cette perspective, « deux institutions peuvent être qualifiées de complémentaires lorsque la présence - ou l'efficacité - de l'une augmente les bénéfices - ou l'efficacité - de l'autre » (Hall et Soskice, 2003, p. 64).

Le concept de complémentarité institutionnelle permet de dépasser l'idée qu'un type de performance macro-économique (par exemple le taux de chômage structurel) serait lié uniquement au fonctionnement d'un domaine institutionnel généralement considéré comme correspondant à cette performance (par exemple, les institutions du marché du travail). L'existence de complémentarités entre domaines institutionnels implique que les performances macro-économiques dépendront de l'agencement spécifique entre ces

## Chapitre 2

domaines. Par exemple, pour Aoki (1994), la stabilité de l'emploi n'aboutira pas à une explosion du chômage en présence d'un capital financier patient. Les conséquences des différences structurelles et leur complémentarité se répercutent sur les performances macroéconomiques et les spécialisations industrielles des différents modèles.

Pour Boyer (2005), la complémentarité doit être distinguée de la compatibilité, de l'agglomération, de la super-modularité et de l'isomorphisme. Ainsi, deux ou plusieurs institutions sont :

- compatibles si elles peuvent être observées conjointement dans certains pays ;
- agglomérées si elles sont fréquemment observées ensemble ;
- complémentaires si leur conjonction mène à une performance supérieure à celle de ces institutions prises à part ;
- super-modulaires si leur conjonction mène à une meilleure performance que n'importe quelle autre conjonction ;
- isomorphes si elles fonctionnent selon un principe commun, ce qui n'assure pas nécessairement leur complémentarité.

Les cinq idéaux-types de capitalismes peuvent ainsi être décrits en fonction de leurs complémentarités internes principales :

- Le modèle *libéral de marché* présente une faible réglementation sur le marché des produits et un haut niveau de concurrence, ce qui implique une sensibilité des firmes aux chocs d'offre ou de demande relativement élevée. L'ajustement à ces chocs s'opère, d'une part, par le niveau de main d'œuvre, ce qui est facilité par la présence d'un marché du travail flexible, et, d'autre part, par la présence de marchés financiers permettant de réallouer rapidement les financements vers les secteurs en croissance. Du fait de la faiblesse de la protection et de l'absence de système de protection sociale développée, les acteurs n'ont pas intérêt à investir dans des actifs spécifiques et choisissent l'acquisition de compétences générales. Au total, ce type de système est donc bien adapté à la résistance aux chocs par des ajustements rapides.
- Le modèle *social-démocrate* fait l'objet d'une intense pression concurrentielle extérieure sur le marché des produits, ce qui implique une protection de l'emploi modérée. Mais cette faible protection est compensée par un système de formation professionnelle et de protection sociale



## Chapitre 2

très développé, et par l'accès à un financement de long terme qui permet aux acteurs d'investir dans des actifs spécifiques.

- Le modèle *européen continental* est marqué par une pression concurrentielle modérée et l'accès pour les firmes à un financement de long terme, ce qui est cohérent avec une forte protection de l'emploi. Ce contexte, associé à un niveau relativement élevé de protection sociale, favorise l'investissement des acteurs dans des actifs spécifiques. La résilience de ce type de système est cependant peu opérante étant donné qu'en plus d'une faible flexibilité de l'emploi, la formation professionnelle est peu développée.

- Le modèle *méditerranéen* se caractérise également par une intensité de pression concurrentielle modérée et l'accès pour les firmes à un financement de long terme, ce qui permet une très forte protection de l'emploi. Le développement limité du système éducatif et de formation empêche cependant l'acquisition d'actif spécifique.

- Le modèle *asiatique* est caractérisé par une intensité de la concurrence sur le marché des produits très faible et un financement de long terme. Ce contexte est favorable à la perpétuation de l'emploi à vie avec une flexibilité interne à la firme par le biais d'une formation professionnelle. L'emploi à vie rend accessoire le développement d'un système de protection sociale.

Amable (2005) élargit la définition puisqu'il considère qu'il existe une complémentarité institutionnelle lorsque « l'existence ou la forme particulière prise par une institution dans un domaine renforce la présence, le fonctionnement ou l'efficacité d'une autre institution dans un autre domaine » (Amable, 2005, p. 83). Ainsi, à la dimension purement fonctionnelle de la complémentarité (la combinaison de deux institutions génère une performance supérieure à celle qu'elles auraient dans le cas où elles seraient séparées) s'ajoute une dimension dynamique (une institution donnée influe sur la présence d'une autre institution). A ce titre, deux types de complémentarités peuvent être distinguées : les complémentarités dynamiques et fonctionnelles. Il y a complémentarité fonctionnelle lorsque la forme que prend une institution dans un domaine améliore l'efficacité d'une autre institution dans un autre domaine, ce qui renvoie à la définition d'Aoki (1994). Il y a complémentarité dynamique lorsque la forme particulière que prend une institution dans un domaine institutionnel particulier permet, ou renforce, la présence d'une institution dans un autre domaine. Il nous semble important d'opérer une séparation des deux logiques pour être en cohérence avec l'idée que l'évolution des systèmes institutionnels ne suit pas nécessairement une logique

fonctionnaliste. Ainsi, l'éventualité de la présence d'une complémentarité fonctionnelle n'impliquera pas nécessairement une évolution du système institutionnel pour satisfaire à cette complémentarité puisque la dynamique institutionnelle dépend avant tout des équilibres politiques. Il en découle qu'une complémentarité fonctionnelle ne devient dynamique que dans l'éventualité où les décisions politiques des acteurs tiennent compte de cette complémentarité fonctionnelle.

Il nous semble que ce deuxième type de complémentarité peut être rapproché de celui de *hiérarchie institutionnelle*, définie par Boyer (2005) par une causalité entre deux institutions. Autrement dit, il y a hiérarchie lorsque qu'une institution nécessite la présence d'une autre institution pour exister. Dans ce cas, l'observation conjointe de deux institutions sera liée à la relation causale de l'une vers l'autre. Mais cette observation conjointe peut aussi être liée à un phénomène de *coévolution* suscité par une modification des équilibres politiques, souvent lors d'une succession de chocs et d'événements majeurs tels que les crises.

Quels que soient les avantages théoriques et les avancées empiriques de l'approche de la DdC, celle-ci ne prend pas en compte les manières dont les DIE peuvent participer à la différenciation des capitalismes, subir l'influence des autres domaines institutionnels et infléchir les trajectoires de ces domaines, et donc des systèmes socioéconomiques. Or, cette approche fournit justement une base empirique et théorique utile à la compréhension de ces phénomènes, en particulier s'agissant de la compréhension de l'émergence et de la dynamique des DIE. La base empirique mobilisable réside dans les contours de la différenciation des systèmes institutionnels nationaux qui émergent des analyses précédentes, notamment celle d'Amable (2005). L'appareillage théorique que nous utilisons concerne, quant à lui, les déterminants politiques des institutions et le concept de hiérarchie institutionnelle.

### **1.2 L'intégration des enjeux environnementaux dans le cadre de la Diversité des Capitalismes**

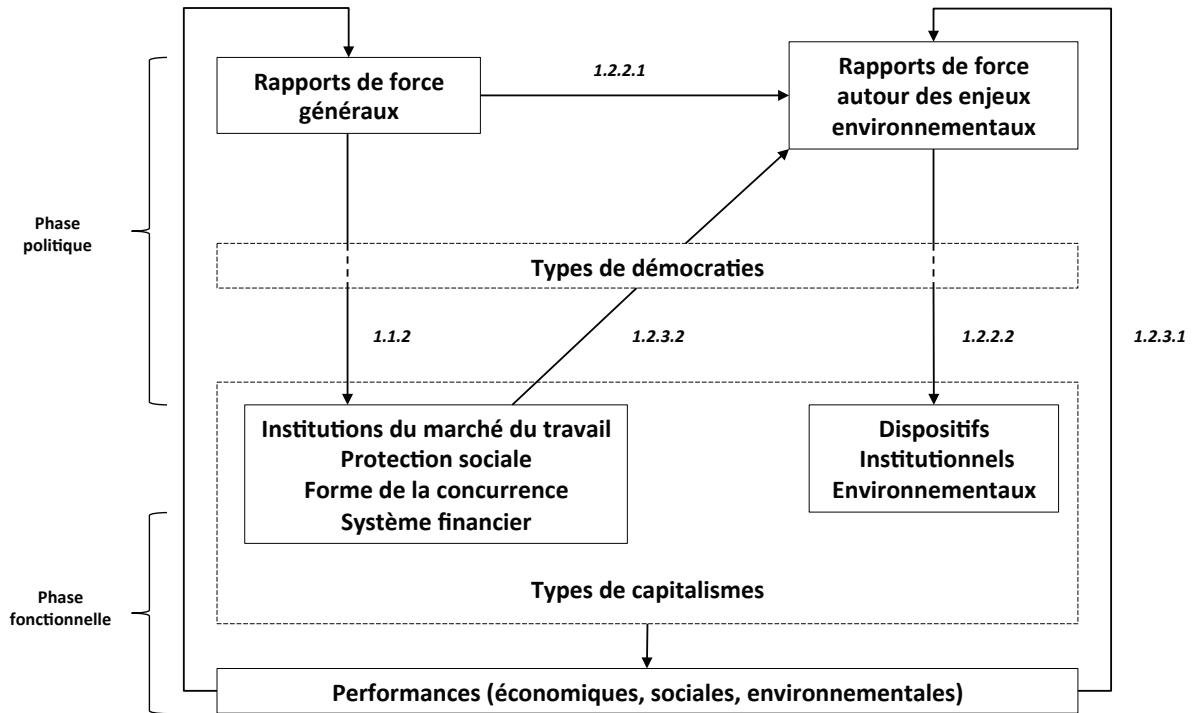
Nous avons montré, dans le chapitre précédent, que les DIE ont vraisemblablement eu une influence directe sur le rythme d'accumulation, mais aussi sur les rapports sociaux à la base des types de capitalismes historiques. Nous avons également montré que chaque mode de développement a généré des pressions environnementales différenciées, suscitant l'émergence de nouveaux DIE, adoptés à la demande d'une partie des sociétés, dont le rôle est notamment

d'influer sur la relation entre mode de développement et environnement. Or, nous allons voir que ces DIE sont susceptibles de revêtir des formes différentes selon les contextes politico-institutionnels contemporains dans lesquels ils s'inscrivent. La présente section vise à en expliquer les raisons. Diverses dimensions différenciant les capitalismes peuvent avoir une incidence sur le développement et la forme des DIE. Le premier point expose la manière dont nous amendons le cadre d'analyse de la DdC pour y intégrer les enjeux environnementaux (1.2.1). Nous détaillons ensuite le rôle des facteurs politiques (1.2.2), puis celui des domaines institutionnels (1.2.3), dans la détermination des DIE.

### **1.2.1 Vue d'ensemble du cadre d'analyse**

La manière dont nous envisageons l'intégration de la problématique environnementale au cadre d'analyse de la DdC peut être résumée par la Figure 13. Les découpages de la présente section y sont mentionnés. Nous considérons que les modèles de capitalismes se différencient selon les Domaines Institutionnels de l'analyse d'Amable, mais également selon la forme et le développement des DIE. Comme nous l'avons vu, le cadre d'analyse de la DdC permet d'envisager à la fois la dynamique des institutions et leurs performances. Ces deux facettes de l'analyse peuvent être mobilisées pour l'analyse des performances et de la dynamique des DIE. En amont des types de capitalismes se situe ainsi la phase politique de l'analyse, et en aval, la phase fonctionnelle.

Un certain nombre de phénomènes s'opèrent lors de la phase politique. En premier lieu, nous verrons que l'état des rapports de forces « généraux », à la base des différentes formes de capitalisme, est également susceptible de générer des rapports de forces spécifiques autour de la mise en place des DIE (1.2.2.1). Ces rapports de forces sont encadrés par différents types de systèmes politiques. Ces derniers sont donc de nature à influencer sur la forme et le développement des DIE (1.2.2.2). Les Domaines Institutionnels de l'analyse d'Amable peuvent également avoir une influence sur les rapports de force à la base des DIE. Cet effet s'opère de deux manières : par le biais des performances, en particulier des niveaux d'inégalités générées par les systèmes institutionnels (1.2.3.1), ou par un effet plus direct lié au type de concurrence (1.2.3.2).



**Figure 13. Intégration des enjeux environnementaux aux modèles socio-économiques : schéma de synthèse**

La manière dont vont s'agencer les systèmes institutionnels va produire des performances particulières en matière économique, sociale et environnementale. C'est à ce stade que vont s'opérer d'éventuelles complémentarités fonctionnelles. A titre d'exemple, un système institutionnel faiblement générateur d'inégalités peut amener un renforcement de l'efficacité des DIE (cf. chapitre 3, 1.1.1.2). Cependant, le présent chapitre se focalisant uniquement sur la dynamique des DIE, cette dimension n'y est qu'effleurée.

Enfin, le bouclage du système s'opère par un effet de retour des performances sur les rapports de force. Des performances systémiques satisfaisantes pour les groupes sociaux formant le bloc socio-politique dominant assureront une certaine stabilité institutionnelle. Mais des performances des modèles de capitalisme devenant non satisfaisantes pour des parties de ce bloc peuvent amener à un effritement de celui-ci. Cet effritement peut éventuellement amener à une modification de l'état des rapports de force à la base du système institutionnel. S'agissant plus spécifiquement des rapports de force à la base des DIE, plusieurs exemples de bouclage peuvent être évoqués. Premièrement, une variation du niveau de richesse monétaire peut impliquer une variation du niveau de demande de DIE, selon les phénomènes décrit par la littérature sur la courbe environnementale de Kuznets. Cependant, comme les modèles de capitalismes ne se différencient que très marginalement en fonction des niveaux de richesse par habitant ou de productivité industrielle qu'ils génèrent (Amable, 2005, pp. 275-289), cette

dimension ne semble pas fondamentale pour expliquer le lien entre modèles de capitalismes et DIE, du moins dans le cadre d'une analyse en coupe transversale. Deuxièmement, une variation du niveau d'inégalités économiques peut amener à une variation du niveau de support politique des DIE, soit parce qu'elle implique une différenciation des rapports de force généraux (Boyce, 1994, Scruggs, 1998), soit parce qu'elle influe directement sur ce niveau de support politique (Wilkinson et Pickett, 2010, Magnani, 2000). Le chapitre 3 opère une analyse détaillée de cette relation spécifique. Troisièmement, des niveaux différenciés de l'état de l'environnement peuvent également avoir une incidence sur le niveau de support politique des DIE.

### **1.2.2 Les déterminants politiques des DIE**

Nous avons vu, dans la section précédente, que la dynamique institutionnelle est liée à la confrontation des blocs socio-politiques ayant des intérêts divergents et que cette confrontation s'opère dans le cadre de systèmes politiques. Ainsi, les différents types de capitalisme sont basés sur des rapports de force entre ces blocs variables et sur des systèmes politiques différents. Comme nous allons le voir, ces deux éléments peuvent également avoir une incidence sur les DIE.

#### **1.2.2.1 Le développement et la forme des DIE dépendent des rapports sociaux**

Comme pour les autres domaines institutionnels, différents types de DIE impliquent différentes distributions des coûts et bénéfices parmi les groupes sociaux coexistant au sein d'entités politiques. Les asymétries de pouvoir entre ces groupes sont donc susceptibles de favoriser l'adoption de DIE minimisant les coûts et maximisant les bénéfices pour le bloc socio-politique dominant. En d'autres termes, les rapports sociaux généraux déterminent, en partie, le rapport social concernant spécifiquement les problèmes environnementaux, et par la même les DIE, qui constituent une codification de ce rapport. Notons que le rapport social concernant les problèmes environnementaux n'est pas totalement déterminé par ces rapports sociaux généraux, puisqu'il constitue une arène politique présentant des caractéristiques particulières, notamment concernant les acteurs impliqués : les associations environnementales y jouent un grand rôle et le secteur capitaliste porte sans doute un intérêt moins homogène que dans d'autres domaines, puisque les secteurs de l'économie verte et des industries à impact environnemental élevé ont manifestement des intérêts opposés quant à la mise en place des DIE (Gough, 2016). Notons également que les demandes politiques peuvent

## Chapitre 2

ne pas refléter les intérêts des différents groupes, étant donné le degré d'information imparfaite qui caractérise les acteurs, spécifiquement s'agissant des questions environnementales. Le cadre d'Amable (2005) permet de tenir compte de ce phénomène puisque les idées politiques y jouent un rôle primordial dans la médiation entre les intérêts et l'agrégation de différents groupes sociaux en blocs socio-politiques porteurs d'une demande politique particulière.

*\* Un rapport social défavorable aux catégories populaires devrait avoir pour corollaire des DIE faiblement protecteurs de l'environnement*

Les groupes sociaux ont un intérêt différencié à la protection de l'environnement en fonction de leur niveau de revenu. Ce sujet est intensivement traité par le courant de la justice environnementale, qui cherche à déterminer dans quelle mesure il existerait une superposition des inégalités économiques et écologiques (Laurent, 2011), et par là même un intérêt différencié des acteurs, selon leur niveau de revenu, à un haut niveau de protection de l'environnement. Ainsi, selon (Boyce, 1994), les catégories aisées n'auraient pas intérêt à protéger l'environnement du fait (i) du caractère relativement plus polluant de leur consommation, (ii) que, dans une vision court-termiste, leur revenu dépend de la réduction des coûts de production par la non prise en compte des externalités environnementales et (iii) de leur possibilité de substituer des biens environnementaux privés à des biens environnementaux publics, notamment par un phénomène de ségrégation territoriale (Emelianoff, 2006; Roca, 2003). Ce dernier phénomène leur permet d'échapper, en partie, à la dégradation de l'environnement public. A l'inverse, les classes populaires ont un intérêt relatif à la protection de l'environnement du fait (i) du fort contenu en ressources naturelles de leurs budgets, (ii) qu'ils subissent de manière accrue les effets de la pollution (Martinez-Alier, 2002) et du changement climatique (Olsson et al., 2014), et (iii) de leur plus faible contribution aux pressions environnementales (sur ce dernier point et s'agissant des émissions de CO<sub>2</sub> : Baiocchi et al., 2010; Chancel et Piketty, 2015). Notons que le moindre intérêt des classes dominantes à réguler l'environnement devrait être accentué concernant les dégradations environnementales pour lesquels ces classes peuvent aisément se protéger. Au total, il apparaît que la littérature converge vers l'idée que les catégories populaires ont un intérêt relativement supérieur à la protection de l'environnement. Notons tout de même que le passage des intérêts à la demande politique passe par les idées politiques, ce qui signifie que la correspondance entre ces deux éléments est potentiellement variable. Il se peut, en effet, comme le développe (Scruggs, 1998), que la demande de politique environnementale soit

portée par les classes aisées, à même de développer des valeurs post-matérialistes (Inglehart, 1990).

*\* Un rapport social défavorable aux catégories populaires devrait avoir pour corollaire l'adoption d'instruments économiques plutôt que réglementaires*

Les instruments économiques (attribution de droits de propriété privé, marché de quotas échangeables et taxes pigouviennes) pour réguler les problèmes d'environnement sont susceptibles de générer un impact distributif important. Ces instruments ont tendance à renchérir les prix des éléments de l'environnement concernés et ces éléments occupent une part relativement plus importante du budget des ménages pauvres (Ekins, 1999). L'introduction de ces instruments peut donc avoir un effet socialement régressif, en particulier s'ils concernent la consommation de biens et services populaires et si des mécanismes compensatoires ne sont pas mis en place (Bureau, 2010; Laurent, 2009; Serret et Johnstone, 2006; Wier et al., 2005). Ce type de DIE a tendance à davantage favoriser les intérêts des catégories aisées qu'un DIE basé sur les instruments réglementaires, des droits de propriété publique ou commune, qui leur laisse moins de latitude dans la conservation de leur mode de vie. Dans le cas d'un rapport social défavorable aux catégories populaires, ce type de DIE a donc davantage de chance d'être privilégié dans la résolution des problèmes environnementaux. Il faut tout de même mentionner que certains des pays ayant mis en place une taxation carbone ont simultanément adopté des mesures de compensation sous forme d'allocations ou de réductions de l'imposition sur le revenu, ciblant souvent les bas revenus (Gough et al., 2008; Laurent, 2011).

*\* Un rapport social défavorable aux catégories populaires devrait avoir pour corollaire l'adoption de marchés de quotas plutôt que de taxes environnementales*

Les deux principaux types d'instruments économiques ne sont, en effet, pas équivalents quant au degré de régressivité sociale qu'ils impliquent. En effet, en comparaison des taxes, les systèmes de quotas échangeables se prêtent davantage au marchandage lors de la distribution initiale de quotas (REF). Jusqu'à présent, et dans l'immense majorité des cas, la distribution de ces quotas s'est opérée gratuitement, en fonction des pressions environnementales

historiques, selon le principe du « grandfathering »<sup>30</sup>. Ceci implique que le produit de la vente des quotas est distribué aux entreprises historiques dominantes (Boyce, 2013) et, de manière ultime, aux propriétaires de celles-ci (Parry, 2004). Celles-ci peuvent également utiliser ces instruments pour conforter leurs positions concurrentielles (notamment comme barrière à l'entrée additionnelle). A titre d'exemple, (Mansfield, 2004) rapporte le phénomène de concentration de l'industrie des pêcheries américaines du Pacifique nord qui s'est opéré suite à l'introduction de marchés de quotas échangeable sur certaines espèces de poissons. Ainsi, un rapport social inégalitaire pourrait favoriser plutôt les instruments de marché parmi l'ensemble des instruments économiques.

### 1.2.2.2 Les DIE dépendent des systèmes politiques

Certaines caractéristiques des systèmes politiques sur lesquelles se basent les types de capitalismes peuvent également avoir des incidences sur les DIE. La littérature montre que deux propriétés des démocraties de consensus semblent favoriser l'adoption de DIE protecteurs de l'environnement. Il s'agit de la représentation proportionnelle (qui implique une faible concentration politique) et du corporatisme.

Pour Scruggs (2003), la représentation proportionnelle réduit les barrières à l'entrée des nouveaux partis et implique une meilleure représentation des minorités, qui auront ainsi davantage de chances d'être pris en compte dans le processus de décision. Les résultats de Scruggs, qui s'appuie sur l'analyse de 17 pays industrialisés, sont corroborés par les travaux de Fredriksson et Millimet (2004), portant sur 86 démocraties, et par ceux de (Harrison et Sundstrom, 2010) sur les pays ayant ratifié le protocole de Kyoto.

Cependant pour ces auteurs, le niveau de corporatisme est une caractéristique primordiale pour expliquer l'importance des DIE. Rappelons que le corporatisme se caractérise par la participation aux processus de décision politique, sur un mode collaboratif, d'un nombre restreint de groupes d'intérêts puissants représentant de larges pans d'une société donnée. Scruggs (2003) en donne trois raisons :

1. Le système collaboratif permet un meilleur accès à l'information qu'un système plus conflictuel. En effet, ce mode d'interaction se caractérise par une consultation

---

<sup>30</sup> Notons que l'application d'un principe différent d'allocation initiale des quotas pourrait mener à un tout autre effet distributif. En particulier, un système de mise aux enchères associé à une redistribution du produit des ventes des quotas à la population aurait plutôt une propriété socialement progressive (Boyce, 2013).



permanente d'une variété d'intérêts ayant des connaissances spécifiques de différents domaines de réglementation, ce qui se traduit par l'accès à une information de meilleure qualité concernant les coûts et les impacts potentiels des différents choix politiques. Cette propriété est donc de nature à faciliter l'adoption de DIE adaptés à la situation de l'industrie, c'est à dire minimisant leurs coûts de mise en conformité, tout en maximisant leurs résultats.

2. Les groupes d'intérêts opèrent leurs choix politiques en matière de DIE en prenant en compte un contexte économique plus large puisqu'ils représentent des parties plus importantes de la population que dans les systèmes pluralistes et qu'ils coopèrent avec l'Etat et les autres groupes d'intérêt.
3. Les groupes d'intérêt peuvent aider à l'application et la légitimation des DIE en résolvant les problèmes de passagers clandestins qui y sont associés, en diffusant les solutions innovantes permettant la mise en conformité de leurs membres.

Liefferink et al. (2009) ajoute que les problèmes d'action collective typiques des enjeux environnementaux sont plus facilement résolus dans le cadre de relations de confiance et de réciprocité de long terme permises pas le corporatisme. Nous ajoutons que ce dernier, parce qu'il est susceptible de favoriser l'occurrence ou le maintien de structures sociales faiblement inégalitaires, peut également, par ce biais, favoriser le développement des DIE, ce que nous développerons plus loin.

Leurs vérifications empiriques permettent à Scruggs (2003) et Liefferink (2009) de conforter leur hypothèse en constatant tous deux une corrélation positive entre systèmes corporatistes et performances environnementales. Les conclusions des travaux de (Crepaz, 1995) et de (Jahn, 1998), ainsi que les études de cas de Dryzek (1997), Lafferty et Meadowcroft (2000) et Wallace (1995) confortent ces résultats.

Une autre série de déterminants des DIE concerne leur lien hiérarchique avec les autres domaines institutionnels. La forme que prennent ces derniers n'est vraisemblablement pas sans influence sur les rapports de force autour des questions environnementales.

### **1.2.3 Les liens de hiérarchie institutionnelle possibles impliquant une différenciation des DIE selon les modèles de capitalismes**

Un second type de phénomènes à même d'expliquer la correspondance entre modèles de capitalismes et les DIE réside dans les mécanismes de hiérarchie institutionnelle liant ces derniers aux autres domaines institutionnels. A cet égard, le premier chapitre a montré que des effets de hiérarchie entre DIE et le reste du système institutionnel pouvaient jouer dans les deux sens. Les modifications des droits de propriété des terres agricoles dans la première phase du capitalisme et la montée en puissance des politiques énergétiques dans la deuxième moitié du XX<sup>ème</sup> siècle ont, semble-t-il, eu un impact majeur sur la dynamique des autres formes institutionnelles. Cependant, nous pouvons également penser que les DIE axés sur la prévention des dégâts qu'entraîne le mode de développement sur les fonctions de régulation et d'habitat des écosystèmes subissent plutôt des effets de hiérarchie institutionnelle de la part des institutions constitutives des capitalismes telles que l'appréhende l'approche de la DdC. Ainsi, jusqu'à présent, leur niveau d'application ne semble pas de nature à provoquer l'avènement d'un basculement de cette hiérarchie. Par exemple, le montant des recettes des taxes environnementales demeure à de faibles niveaux, et ce dans la plupart des pays de l'OCDE. Ce niveau a même tendance à décroître sur la dernière décennie (OCDE, 2014). L'adoption de ces DIE est, en effet, un processus relativement récent. Ces dispositifs viennent ainsi se greffer à des systèmes composés d'institutions étant, bien souvent, le produit d'une longue évolution historique. Ainsi, la tendance générale a plutôt été l'adoption d'institutions qui minimisent la remise en cause de la structure institutionnelle établie, en témoigne le succès du principe normatif de développement durable, qui consacre de conformité des politiques environnementales à l'impératif de croissance (Chester, 2010). D'autres indices permettent d'étayer cette idée de domination des institutions encadrant la concurrence sur les DIE. Quelques exemples parmi d'autres : il n'existe pas d'équivalent de l'OMC concernant spécifiquement les règlements des problèmes environnementaux, les DIE adoptés n'amènent pas une remise en cause de la mondialisation commerciale, alors que celle-ci est génératrice de pressions environnementales importantes (*cf.* chapitre 1). Quelques exemples tempèrent ce constat, notamment en ce qui concerne la priorité donnée au droit de la concurrence sur les DIE. Un grand nombre de pays européens ont ainsi adopté des mécanismes de soutien aux filières des énergies renouvelables dérogatoires au droit de la concurrence de l'Union Européenne (Pierson, 2011). Mais à l'inverse, les marchés de quotas échangeables ne doivent pas aboutir à des situations proscrites par les lois anti-trust américaines (Mansfield, 2004). Cet

exemple suggère que l'état des liens hiérarchiques entre les DIE et les autres domaines institutionnels sont variables selon les nations, et se traduisent potentiellement par des formes et des niveaux de développement des DIE différenciés.

Nous posons un certain nombre d'hypothèses sur les hiérarchies potentielles entre nos DIE et d'autres domaines institutionnels présents dans l'analyse d'Amable (2005). Ces hiérarchies se traduisent par deux types de mécanismes. L'un concerne le lien entre ces DIE et le type de rapport salarial, particulièrement s'agissant du système de protection sociale et des institutions du marché du travail (1.2.3.1) et l'autre concerne la relation entre les DIE et le type de compétition sur le marché des produits (1.2.3.2).

### **1.2.3.1 Inégalités économiques et DIE**

Les modèles socio-économiques, notamment par l'intermédiaire des domaines institutionnels de la protection sociale et des institutions du marché du travail, génèrent des niveaux différenciés d'inégalités économiques intra-nationales. Ce niveau d'inégalités n'est pas neutre sur le contenu des DIE.

*\* Les modèles de capitalismes génèrent des niveaux d'inégalités économiques différenciés.*

En effet, et en premier lieu, à la diversité des capitalismes correspond une diversité de niveaux d'inégalités. Les modèles de capitalismes, de par certaines de leurs caractéristiques, ont un impact significatif sur ces niveaux (Iversen et Soskice, 2011). En particulier, certaines caractéristiques des institutions du marché du travail expliquent des différences de niveaux d'inégalités de revenu avant redistribution, notamment le degré de centralisation de la négociation salariale, ou la densité syndicale (Jaumotte et Buitron, 2015; Rueda et Pontusson, 2000; Visser et Checchi, 2009), et les différents systèmes de protection sociale sont associés à des niveaux différenciés d'inégalités après redistribution (Esping-Andersen et Myles, 2009; Wang et al., 2012). Le développement du système de formation, en agissant sur le niveau moyen des compétences de la main d'œuvre et en comprimant leur distribution, peut également avoir des conséquences en termes d'inégalités.

Dans l'ensemble, Amable confirme la typologie d'Esping-Andersen (1990) sur les types d'États providence. Il en existerait trois : le régime social-démocrate des pays scandinaves, le modèle libéral anglo-saxon et le système mésocorporatiste conservateur des pays européens continentaux. Le modèle social-démocrate promeut l'égalité sociale et est marqué par un haut niveau de dépenses sociales en proportion du PIB, une démarchandisation et une

défamilialisation. Le modèle libéral n'a pas d'objectif de redistribution, le montant des prestations est faible et encourage la protection par le marché. Dans le modèle conservateur, la protection sociale est plutôt intra- qu'inter-groupes sociaux, le niveau de redistribution est donc moindre que dans le modèle social-démocrate. Amable rejoint également l'analyse d'Ebbinghaus (1998, cité par Amable, 2005) en isolant un modèle « latin » (Espagne, Portugal, Italie et la France dans une moindre mesure), marqué par l'utilisation d'institutions traditionnelles de protection sociale, telles que la famille et l'Église, et un plus faible niveau de prestations sociales.

S'agissant du type de relations caractérisant le marché du travail, Amable (2005) retrouve les résultats de Crouch (1993), pour lequel les pays du modèle libéral de marché se caractérisent par des relations de types pluralistes (faible niveau de coordination et de centralisation de la négociation salariale), les pays méditerranéens, la France et la Belgique, par des relations salariés/employeur conflictuelles et des niveaux intermédiaires de coordination et de centralisation de la négociation salariale. Le reste des pays du modèle européen continental ainsi que les pays du modèle social-démocrate et du modèle asiatique est marqué par un poids des syndicats dans les négociations salariales et une centralisation de cette négociation relativement importante.

Les niveaux d'inégalités que ces systèmes génèrent sont sans surprise. Amable (2005, pp. 229-231) montre que les pays se rapprochant du modèle social-démocrate sont associés aux plus bas niveaux d'inégalités, suivis par les pays européens continentaux, alors que les pays des modèles méditerranéen et libéral de marché sont caractérisés par des niveaux d'inégalités relativement élevés. Ces niveaux différenciés d'inégalités influencent potentiellement le développement des DIE.

*\* Des niveaux d'inégalité économique différenciés sont susceptibles de produire des niveaux de développement des DIE multiples*

Un certain nombre d'auteurs conçoivent un effet néfaste des inégalités sur les institutions environnementales. La première section du chapitre 3 présente une revue de littérature à ce sujet. A ce stade, nous résumons très brièvement les principales théories en présence. (Wilkinson et Pickett, 2009) considèrent que les inégalités conduisent à l'adoption, par les individus, de comportements consuméristes et individualistes et à un faible soutien aux politiques de protection de l'environnement. Magnani (2000) théorise le fait, qu'en présence d'inégalités, un segment médian plus pauvre conduira à la mise en place de politiques de

promotion de la croissance plutôt qu'à des politiques de protection de l'environnement. Pour Boyce (1994), les inégalités entraînent un renforcement du pouvoir des riches, qui n'ont pas intérêt à protéger l'environnement. Enfin, chez Scruggs (1998), ce renforcement du pouvoir des classes aisées, dans la mesure où celles-ci seraient porteuses de valeurs post-matérialistes, favorise les politiques de protection de l'environnement. Il s'avère que les vérifications empiriques effectuées jusqu'à présent confirment plutôt l'effet négatif des inégalités pour le développement des DIE. Au final, on comprend bien qu'il est possible que le type de protection sociale et d'institutions du marché du travail soit structurant en termes de DIE.

Nous pouvons noter que les théories de Boyce et de Scruggs nous ramènent à la question de l'impact des rapports sociaux généraux sur les rapports de forces autour des DIE, puisque, dans leurs analyses respectives, c'est par cet intermédiaire que les inégalités influenceront le niveau de support politique aux DIE. Ceci met à jour l'existence d'une boucle de retour entre les rapports sociaux et les inégalités qu'ils génèrent. Il est ainsi possible que ces inégalités participent à entretenir l'état des rapports de force généraux entre blocs socio-politiques. Ce dernier phénomène pourrait être à l'origine de la relative inertie institutionnelle caractérisant certains modèles de capitalismes en matière de DIE.

### **1.2.3.2 Forme de la concurrence, du système financier et DIE**

La nature de la concurrence implique une différenciation des niveaux de contrainte de la réglementation environnementale, de décentralisation des DIE et de coordination internationale des pays en matière d'environnement. Le mode de financement, en jouant sur l'horizon de valorisation du capital, peut impliquer des niveaux d'utilisation de DIE différenciés.

Zuindeau (2007) formule l'hypothèse que deux logiques postfordistes antagoniques vont marquer leur différence en termes de DIE. S'opposeraient une logique dite « néolibérale » axée sur les coûts et une logique favorisant les formes de compétitivité hors coûts (qualité, flexibilité, réactivité à la demande, etc.).

La compétitivité coûts serait notamment assurée par la baisse des coûts salariaux, mais elle est également susceptible de se traduire par un certain rapport à l'environnement, donnant lieu à une utilisation de DIE supposés moins contraignants et coûteux pour les entreprises des

secteurs « conventionnels <sup>31</sup> » : faible niveau de contrainte de la réglementation environnementale, voire non prise en compte de certaines externalités, recours aux mécanismes marchands de gestion de l'environnement <sup>32</sup>. Nous pouvons également faire l'hypothèse que cette logique requiert un niveau de « flexibilité » de la réglementation plus élevé pour les entreprises – autrement dit, l'existence d'un nombre important de moyens mis à disposition des acteurs pour réaliser les objectifs des DIE, toujours en vue de satisfaire à l'objectif de minimisation des coûts pour les entreprises.

La deuxième logique, favorisant les formes de compétitivité hors coûts, verrait la prise en compte de l'environnement comme moyen de différenciation par la qualité. Ce modèle aurait une plus grande capacité à intégrer de hauts niveaux de normes environnementales et favoriserait une certaine décentralisation de la gestion des problèmes environnementaux. En effet, si la concurrence est à dominante hors coûts, ou si le degré de concurrence sur le marché des produits est faible, l'innovation environnementale peut être un moyen pour les entreprises de se différencier et de répondre à une niche de marché verte (Oltra et Saint Jean, 2011). Dans ce cas, des instruments de type « éco-labellisation » (permettant de garantir la qualité d'un procédé ou d'un produit) ou « subvention » (permettant de soutenir financièrement l'utilisation de procédés ou produits respectueux de l'environnement) ont des chances d'être utilisés de manière plus importante par les entreprises <sup>33</sup>. On comprend bien ici que les entreprises auront un rôle relativement important dans la prise en charge des problèmes environnementaux. Ainsi, le degré de décentralisation des DIE devrait dépendre du type de compétition sur le marché des produits.

Le type de concurrence peut également avoir une incidence sur le niveau de coordination internationale en matière d'environnement. En effet, un haut niveau des réglementations environnementales, malgré les possibilités de *win-win* (Porter et Linde, 1995), est une source possible d'affaiblissement de la compétitivité relative des économies nationales. À défaut de pouvoir jouer sur le niveau de protectionnisme <sup>34</sup>, cela pourrait se traduire par la recherche, de la part du modèle socio-économique concerné, d'une coordination internationale en matière

---

31 Par opposition au secteur de l'économie verte.

32 Comme les marchés de droits à polluer et les systèmes de quotas transférables, réputés plus souples qu'une norme fixe car permettant en principe de réduire les émissions/prélèvements les moins coûteux en priorité.

33 Étant entendu que la relation inverse est susceptible de jouer, à savoir que la prédominance de tels outils va contribuer à conforter la forme de concurrence ayant influencé le choix de ces derniers.

34 Amable (2005, p. 161) note à ce propos que le niveau de protectionnisme est relativement faible et homogène dans les pays de l'OCDE.

d'environnement. Les pays ayant les normes environnementales les plus strictes seraient ainsi plus prompts à signer des accords internationaux concernant la protection de l'environnement et ce, d'autant plus que le pays est soumis à la concurrence extérieure.

Enfin, un dernier lien hiérarchique, concernant le mode de financement dominant des économies, peut également être envisagé. Des systèmes basés sur les marchés financiers peuvent, en effet, impliquer l'impossibilité de la mise en place de stratégies de long terme et un renforcement de la myopie des acteurs. Les systèmes bénéficiant d'un « capital patient » leur permettent, au contraire, de développer des stratégies de long terme. Or, la myopie et le court-termisme des acteurs sont justement une des causes de la non prise en compte des équilibres écologiques par les décisions économiques, le système de prix ne leur permettant pas directement la détection des effets de seuils au-delà desquels des irréversibilités écologiques apparaissent (Boyer, 2015, p. 165). Nous en déduisons qu'une perspective de valorisation du capital de court terme est susceptible de favoriser ce conflit de temporalité entre le temps économique et le temps écologique. Les systèmes basés sur les marchés financiers seraient ainsi moins enclins à favoriser le développement des DIE, ceux-ci pouvant avoir comme conséquence un allongement de l'horizon de valorisation du capital. A l'inverse, il est possible qu'un système financier fondé sur les banques, en relâchant la contrainte du court-termisme, tienne davantage compte des équilibres écologiques.

#### **1.2.4 Synthèse des mécanismes susceptibles d'impliquer une correspondance entre les modèles de capitalismes et les DIE**

La Figure 14 reprend et résume les trois principaux types de mécanismes qui peuvent impliquer que certaines caractéristiques des formes de capitalisme vont générer des DIE particuliers. De ces mécanismes peuvent être déduites les relations attendues entre les modèles de capitalismes et la distribution des DIE.

Le premier (M1) concerne la manière dont les facteurs politiques - types de démocratie et politique partisane – influence le développement et la forme des DIE. Il est attendu que les modèles de capitalismes basés sur des rapports de force relativement favorables aux classes populaires, ce qui devrait notamment se manifester par une plus forte représentation des partis de gauche et de gauche libertaire dans les parlements et les gouvernements, devraient constituer des terrains plus favorables au développement des DIE, et privilégier les instruments réglementaires aux instruments économiques. Les modèles de capitalismes basés

## *Chapitre 2*

sur des démocraties de consensus, contrairement aux démocraties se rapprochant du modèle de Westminster, devraient également être favorables au développement des DIE.

Le deuxième type de mécanisme (M2) prend en compte l'effet sur les DIE des inégalités produites par les modèles de capitalismes. Nous nous attendons à ce que des modèles de capitalismes générant de faibles niveaux d'inégalités soient associés à des DIE développés, et ce pour trois raisons : soit parce qu'ils amènent un renforcement du pouvoir des classes moyennes et populaires (Boyce, 1994); soit parce qu'ils permettent à celles-ci de disposer des moyens financiers nécessaires pour se conformer aux normes environnementales ou aux instruments économiques mis en place (Magnani, 2000); soit, enfin, parce qu'ils favorisent la coopération civique entre acteurs (Wilkinson et Pickett, 2009).

Enfin, le troisième type de mécanisme (M3) concerne le rôle des institutions du marché des produits et du mode de financement. Il est attendu que les modèles caractérisés par un type de concurrence hors coût, contrairement aux modèles marqués par de hauts niveaux de concurrence par les coûts, seront associés à un niveau élevé de développement des DIE. En particulier, ce type de modèle semble potentiellement capable de supporter des niveaux plus importants de contrainte réglementaire et d'instruments économiques, et peut impliquer également une plus forte décentralisation de la gestion des problèmes environnementaux. Il en est de même s'agissant des modèles fondés sur un horizon de valorisation du capital relativement lointain. De plus, les modèles soumis à de hauts niveaux de concurrence extérieure, mais caractérisés également par un développement important des DIE, peuvent être amenés à rechercher une coordination internationale en matière de problèmes environnementaux.

Notons que les facteurs que nous identifions comme influençant la dynamique des DIE sont reliés entre eux par des relations de causalités. Les domaines institutionnels ont, en effet, des déterminants politiques communs, et ces domaines peuvent également influencer, à leur tour, sur ces déterminants politiques. Il peut ainsi être difficile d'isoler le poids d'un facteur explicatif dans cette dynamique. Ceci détermine notre choix de vérifier, du moins dans un premier temps, dans quelle mesure les corrélations que l'on peut établir entre les modèles de capitalismes et les DIE sont compatibles avec les trois types de mécanismes que nous venons d'énoncer.



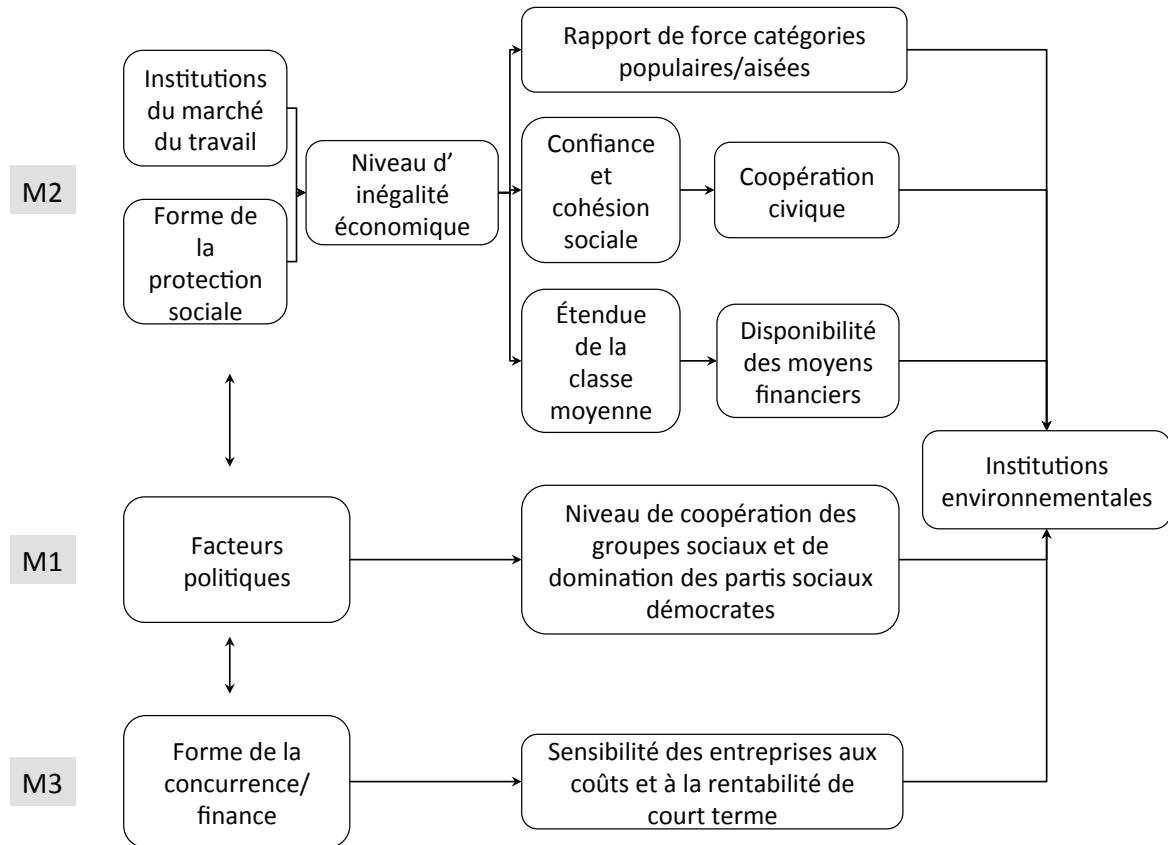


Figure 14. Mécanismes reliant les caractéristiques des modèles de capitalismes et les DIE

D'après les différents mécanismes décrits précédemment, les modèles européen continental et social-démocrate devraient privilégier l'adoption d'institutions environnementales plus protectrices de l'environnement que les modèles méditerranéen et libéral. En effet les deux premiers types de modèles se caractérisent par des facteurs politiques (poids des partis sociaux-démocrates et démocraties de consensus) et institutionnels (rapport salarial faiblement inégalitaire, importance de la concurrence hors coût et capital patient) favorables à l'adoption de tels DIE. Les modèles méditerranéen et libéral se caractérisent à l'inverse par des facteurs politiques et institutionnels moins favorables à l'adoption de ce type d'institutions. De plus, le modèle social-démocrate devrait également se distinguer par sa propension à rechercher la coordination internationale en matière de réglementation des problèmes environnementaux, du fait de sa forte exposition à la concurrence internationale. Le modèle libéral de marché, quant à lui, devrait favoriser l'adoption d'instruments de marché, soit par isomorphisme, soit en raison d'un rapport social défavorable aux catégories populaires, ou encore en raison d'un type de concurrence sur le marché des produits plus axé sur les coûts.

## 2 Analyse statistique des relations entre diversité des capitalismes et institutions environnementales<sup>35</sup>

Nous cherchons à savoir si les modèles de capitalisme se distinguent par des DIE particuliers, suivant les correspondances possibles précédemment évoquées. Dans ce but, en utilisant des techniques d'analyse de données, nous parvenons à une typologie des dispositifs institutionnels environnementaux. Une comparaison de celle-ci avec différentes typologies portant sur différents aspects des structures institutionnelles est ensuite réalisée. Nous commençons par préciser le choix des indicateurs et de la méthode utilisée (2.1), nous présentons ensuite l'analyse des correspondances multiples (2.2), puis les résultats de la classification ascendante hiérarchique (2.3). Dans un quatrième temps, nous discutons des correspondances observables entre notre typologie de DIE et la typologie des cinq capitalismes (2.4). Enfin, nous concluons cette section en tentant d'identifier les déterminants des DIE les plus structurants (2.5).

### 2.1 Données et éléments de méthode

L'analyse porte sur 21 pays et sur 31 variables institutionnelles visant à qualifier les pratiques de gestion de l'environnement et par extension les DIE. Les variables utilisées ont été choisies en fonction des liens de hiérarchie institutionnelle décrits plus haut.

#### 2.1.1 Choix des variables indicatrices des DIE

Cherchant à rendre compte de la variabilité des DIE selon les pays de l'OCDE, nous tentons de voir si les termes des clivages proposés sont statistiquement perceptibles<sup>36</sup>. Nos critères de différenciation des DIE ont été choisis en fonction des trois types de mécanismes décrits à la fin de la section précédente. Ainsi, nous avons vu que les mécanismes impliquant les facteurs politiques (M1) ainsi que ceux impliquant la protection sociale et les institutions du marché

---

<sup>35</sup> Cette section reprend les résultats et une grande partie de l'analyse réalisée (Elie et al., 2012).

<sup>36</sup> À cet égard, une différence importante est à mentionner avec un travail antérieur traitant lui aussi de la variabilité dans le domaine de l'environnement et ce, également parmi les pays de l'OCDE (Lardé et Zuideau, 2010). En l'occurrence, ce travail précédent n'opère pas de distinction nette entre des variables proprement institutionnelles et des variables rendant compte des impacts environnementaux. C'est donc plutôt une présentation de la diversité de ce que l'on pourrait appeler des « profils environnementaux généraux ». Dans l'optique d'identifier des DIE, pour mieux permettre un rapprochement avec les typologies générales existantes, le présent travail se limite, au contraire, aux seules variables institutionnelles. Toutefois, par rapport à l'article de Lardé et Zuideau (2010), le nombre de variables considérées a considérablement augmenté : 31 contre 11.

du travail (M2) peuvent conduire à une différenciation en termes de niveau de contrainte de la réglementation, d'instruments économiques, de niveau d'utilisation des instruments de marché et de surface des zones protégées. Les mécanismes liés au type de concurrence sur le marché des produits (M3) peuvent impliquer, en plus des dimensions précédentes, les niveaux de flexibilité de la réglementation, de décentralisation de la gestion des problèmes environnementaux et d'insertion dans la coordination internationale environnementale. Sept dimensions des DIE sont ainsi envisagées : le recours aux marchés de quotas échangeables, le niveau des taxes et des dépenses publiques, le niveau des contraintes réglementaires, le degré de décentralisation, l'insertion internationale, la surface de zones protégées et enfin le niveau de flexibilité de la contrainte réglementaire.

Le Tableau 3 récapitule l'ensemble des variables utilisées pour caractériser chaque dimension (ou variable synthétique) précédemment citée, ainsi que leurs sources. Ces données proviennent de trois principales sources : le Global Competitiveness report du World Economic Forum (Esty et Porter, 2000)<sup>37</sup>, l'Environmental Sustainability Index (Esty et al., 2005), et l'OCDE (2007a, 2007b, 2004, 1999). Pour permettre la comparaison avec la typologie de Bruno Amable (2005) (*cf. supra*), l'étude a porté sur le sous-ensemble de pays de l'OCDE analysé par cet auteur.

Notons que le choix des variables a été largement contraint à la fois par l'existence d'indicateurs de cette nature<sup>38</sup> mais aussi par la nécessaire disponibilité des données pour l'ensemble des pays retenus dans le cadre de cette analyse. Si les variables sont globalement nombreuses et satisfaisantes afin de qualifier le niveau des taxes/dépenses publiques, le degré de décentralisation et d'insertion internationale, il n'en est pas de même concernant les autres domaines (marché, poids des contraintes réglementaires, flexibilité), pour lesquels les variables synthétiques constituent à ce stade de notre analyse davantage des indicateurs supplétifs de ces dimensions. En effet, le niveau d'utilisation de permis échangeables est simplement mesuré par le nombre de systèmes nationaux et régionaux mis en place (sans

---

<sup>37</sup> Il est important de mentionner qu'une grande partie des données issues du travail d'Esty et Porter (2000) sont le fruit d'un questionnaire mis en œuvre dans le cadre du Global Competitiveness Report du World Economic Forum, et mesurent des degrés de contrainte environnementale estimés par 4000 chefs d'entreprises, d'organisations gouvernementales et non gouvernementales à travers différents pays. Il nous semble également important de préciser que le degré de décentralisation regroupe des indicateurs permettant de connaître l'implication des entreprises, des collectivités territoriales (par le biais des agendas 21 locaux) et des ONG (associations membre de l'IUCN).

<sup>38</sup> En effet, l'essentiel des données relatives à « l'environnement » au sein des appareils statistiques nationaux et internationaux (OCDE, Banque mondiale...) sert prioritairement à quantifier les principaux facteurs explicatifs de la dégradation de l'environnement et non les DIE proprement dits.

## *Chapitre 2*

prendre en compte l'étendue ou le volume de quotas émis, par exemple), cette mesure permet ainsi simplement d'avoir une idée de la propension d'un pays à utiliser ce type d'instrument pour un nombre de problèmes environnementaux plus ou moins important mais en aucun cas elle ne permet de juger de la sévérité du dispositif. Quant aux variables de flexibilité et de contrainte réglementaire, leur limite vient du fait qu'elles mesurent des niveaux ressentis, ce qui leur confère une certaine subjectivité.

Tableau 3. Sources et variables utilisées, classées par dimensions

Variables	Sources	Variables synthétiques
Recours aux systèmes de permis échangeables (nombre de systèmes <i>nationaux</i> mis en place)	OCDE, 1999	<b>Marchés</b>
Recours aux systèmes de permis échangeables (nombre de systèmes <i>régionaux</i> mis en place)		
Dépenses de lutte contre la pollution (en % du PIB)	OCDE, 2007b	<b>Taxes et dépenses publiques</b>
Dépenses publiques de luttés contre pollution de l'air (en USD par hab)		
Dépenses publiques de gestion des déchets (en USD par hab)		
Dépenses publiques de gestion des eaux usées (en USD par hab)		
Budgets publics de R&D en matière de protection de l'environnement (en % des crédits budgétaires publics totaux de R&D)	OCDE, 2007a	
Recettes des taxes environnementales (% du PIB)		
Recettes des taxes environnementales (% du total des recettes fiscales)		
Ratio du prix de l'essence sur la moyenne mondiale	Esty <i>et al.</i> , 2005	
Degré d'application de la réglementation	Esty, Porter, 2000	<b>Contrainte réglementaire</b>
Degré de contrainte des réglementations environnementales		
Degré de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine de l'air		
Degré de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des déchets toxiques		
Degré de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine de l'eau		
Degré de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des OGM		
Degré de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des déchets chimiques		
Degré de précocité de la réglementation vis-à-vis des autres pays		
Degré de transparence des réglementations environnementales		
Nombres d'initiatives d'Agendas 21 locaux par millions d'habitants	Esty <i>et al.</i> , 2005	<b>Degré de décentralisation</b>
Notation moyenne, par Innovest, en termes d'EcoValue, des firmes ayant leur siège dans le pays considéré		
Niveau d'innovation environnementale du secteur privé		
Nombre d'organisations membres de l'IUCN par million d'habitants	ISO, 2006	
Nombre de compagnies certifiées iso 14001 par milliard de dollars de PIB (PPP)		
Effet de la mise en conformité à la réglementation sur la compétitivité	Esty, Porter, 2000	
Contribution au financement international ou bilatéral de projets environnementaux et d'aide au développement	Esty <i>et al.</i> , 2005	<b>Insertion internationale</b>
Participation aux traités internationaux environnementaux		
Degré de transposition des traités internationaux	Esty, Porter, 2000	
Principales zones protégées (% de la superficie totale)	OCDE, 2004	<b>Zones protégées</b>
Pourcentage de la superficie totale du pays sous statut protégé	Esty <i>et al.</i> , 2005	
Degré de flexibilité des réglementations environnementales	Esty, Porter, 2000	<b>Flexibilité</b>

Source: Elie et al. (2012); (\*) L'ensemble des données relatives aux variables présentées est disponible par pays de l'analyse en annexe A

### 2.1.2 Méthode

Afin de mener l'exercice d'identification des traits structurant les divers DIE, nous articulons notre analyse en trois temps. Les variables sont initialement synthétisées en 7 variables qualitatives, correspondant à nos dimensions, par le biais d'analyses en composantes principales (ACP) suivies de classifications en nuées dynamiques (CND). Les classes résultantes des CND deviennent les modalités de ces variables synthétiques<sup>39</sup>. Cette procédure permet en particulier d'éliminer les biais provenant d'une sur-orientation des axes et des typologies par les dimensions représentées par de nombreuses variables, au détriment des dimensions recelant peu de variables. Dans un deuxième temps, une analyse des correspondances multiples (ACM) portant sur ces variables synthétiques est réalisée. Ces modalités caractérisent l'intensité d'une dimension donnée (faible/intermédiaire/forte ou faible/forte selon les dimensions). Enfin, une classification ascendante hiérarchique (CAH) classant les pays au regard des variables synthétiques est pratiquée : elle aboutit à notre typologie finale des DIE.

## 2.2 Résultats de l'analyse des correspondances multiples

Notre analyse des correspondances multiples a pour fonction d'identifier et mettre en évidence les liens existants entre les différents DIE. Les relations que peuvent entretenir les différents pays de l'analyse avec ces caractéristiques relèvent d'une classification ascendante hiérarchique que nous réalisons dans un second temps et que nous présentons dans le troisième point de la présente section.

Nous axons l'essentiel de notre analyse sur le premier plan factoriel qui concentre en effet près de 60 % de la variance expliquée (près de 75 % sur les trois premiers axes). Le Tableau 4 résume les résultats de l'ACM et la Figure 15 présente la projection des variables synthétiques sur le premier plan factoriel.

---

<sup>39</sup> Les CND montrent, selon les dimensions considérées, qu'une partition en deux ou trois classes est pertinente, et permet de discriminer les pays selon leur niveau d'utilisation des DIE dans chacune des dimensions choisies. Ceci implique que les variables synthétisant ces dimensions intégreront deux ou trois modalités. L'intensité de la variable dépend du chiffre devant la modalité : 1 signifie faible ; 2 intensité intermédiaire ; 3 forte intensité. Précisons que, pour discrétiser la variable « flexibilité », seule dans sa catégorie, les pays ont été classés en fonction de leur valeur par rapport à la moyenne des valeurs des pays : les pays ayant une valeur plus faible que la moyenne sont rangés dans la modalité « flexibilité 1 », les autres dans la classe « flexibilité 3 ».

## Chapitre 2

Dans ce cadre, le *premier axe* (33,8 % de la variance expliquée) met plus particulièrement en exergue l'intensité générale des DIE. Il est possible d'identifier au travers de ce premier axe des relations étroites entre un fort niveau de contrainte ressentie de la réglementation environnementale (Contrainte 3), l'importance des taxes et des dépenses publiques en matière d'environnement (Taxes/dépenses 3), des niveaux de surfaces protégées significatives (Zone 3), une forte insertion internationale (international 3), et un niveau élevé de décentralisation en termes de gestion de l'environnement (Décentralisation 3). On note ainsi que les pays ayant de forts niveaux de contraintes de la réglementation environnementale ont également des niveaux élevés pour quatre autres dimensions des DIE, ce que laissent déjà préfigurer nos éléments théoriques, décrits dans la section 1, et qui tendent à associer ces cinq dimensions.

Le *deuxième axe* (25,2 % de la variance expliquée) apparaît comme complémentaire du premier en permettant non plus de caractériser l'intensité des DIE mais leur forme. En effet, ce deuxième axe permet d'opposer des pays privilégiant des instruments de quotas transférables (marché 3) aux taxes et dépenses publiques (taxes/dépenses 1), ainsi qu'une forte flexibilité de la réglementation (flexibilité 3) à des pays de faible niveau de décentralisation et de flexibilité (décentralisation et flexibilité 1). Sur le côté positif de l'axe sont donc situés des pays utilisant des DIE réputés moins contraignants et coûteux pour les entreprises des secteurs conventionnels.

Si l'on s'attarde enfin sur le *troisième axe* factoriel, il est possible de mettre en lumière les économies en fonction de leur insertion internationale. Les pays corrélés au côté positif de l'axe sont ainsi marqués par une faible participation à la coordination internationale en matière d'environnement.

## Chapitre 2

**Tableau 4. Contributions des modalités dans la définition des axes issus de l'analyse des correspondances multiples**

Axes dont la valeur propre est > 9 % de la variance expliquée	Contributions des modalités correctement représentées sur l'axe	
	+	-
<p>Axe 1 (33,8 % de la variance expliquée)</p> <p><i>Intensité générale des DIE</i></p>	<p>Contrainte 3 (14,8 %) Taxes/dépenses 3 (13,8 %) Décentralisation 3 (11,6 %) International 3 (11,6 %) Zones 3 (10,8 %)</p>	<p>Contrainte 1 (6,4 %) International 2 (7 %)</p>
<p>Axe 2 (25,2 % de la variance expliquée)</p> <p><i>Intensité de l'utilisation de dispositifs souples</i></p>	<p>Marché 3 (17,6 %) Taxes/dépenses 1 (15,1 %) Contrainte 2 (14,9 %) Décentralisation 2 (5,2 %) Flexibilité 3 (5,6 %)</p>	<p>Contrainte 1 (13 %) Décentralisation 1 (11,4 %) Flexibilité 1 (9,1 %)</p>
<p>Axe 3 (15,9 % de la variance expliquée)</p> <p><i>Niveau d'insertion internationale</i></p>	<p>International 1 (25,2 %) Taxes/dépenses 3 (5,2 %) Taxes/dépenses 1 (5 %) Décentralisation 2 (7,5 %) Zones 3 (9,7 %) Flexibilité 1 (9,8 %)</p>	<p>Décentralisation 3 (9 %) Taxes/dépenses 2 (6,2 %) International 3 (5,4 %) Flexibilité 3 (6 %)</p>

Source : Elie et al. (2012) ; Note : L'intensité de la variable dépend du chiffre devant la modalité : 1 signifie faible ; 2 intensité intermédiaire ; 3 forte intensité.



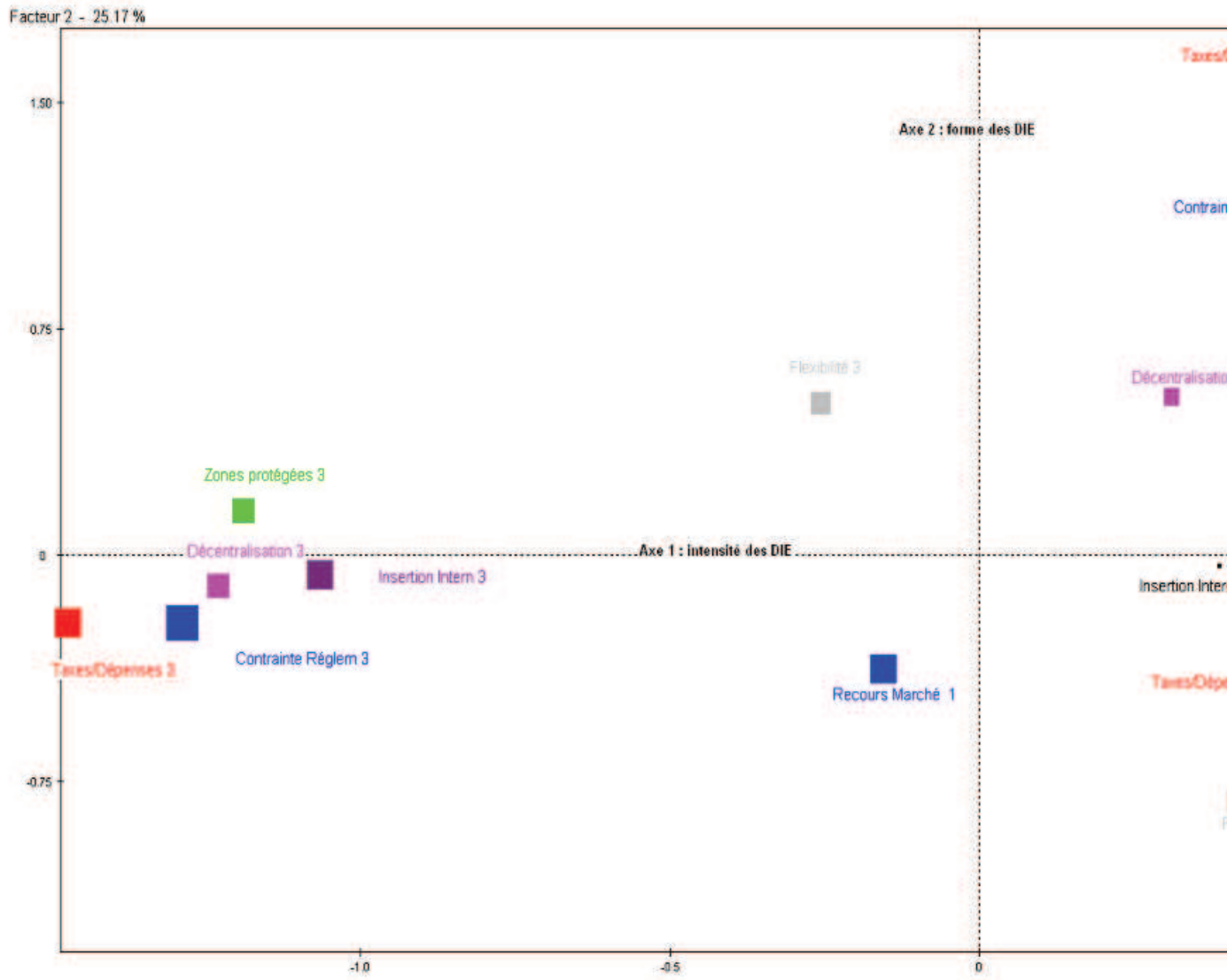


Figure 15. Projection des variables synthétiques sur le premier plan factoriel. Source : Elie

### 2.3 Les résultats de la classification ascendante hiérarchique

Les résultats de la classification ascendante hiérarchique sur notre échantillon de départ permettent de faire émerger quatre grandes classes au sein desquelles les pays se voient être regroupés compte tenu de leurs caractéristiques similaires/proches et/ou du fait de leur éloignement vis-à-vis d'autres groupes de pays (Figure 16). Le dendrogramme, en annexe B, permet de se rendre compte que des classifications à 2 ou 3 groupes sont également envisageables. Nous observons globalement la cohérence de ces classes à travers l'existence d'un pourcentage plus élevé ou plus faible des modalités dans la classe que celui par ailleurs observé à l'échelle de l'ensemble de l'échantillon (Tableau 5).

Dans cette configuration, deux classes (groupes de pays) apparaissent, desquelles se dégagent deux modèles clairs et opposés de gestion de l'environnement.

La première (*classe 4*) se caractérise par une place significative accordée à une gestion interventionniste et socialisée en matière d'environnement : des contraintes réglementaires perçues comme significatives, des niveaux de taxes et dépenses publiques élevés, une forte participation à la coordination internationale et une surface importante de zones protégées. Nous reconnaissons les modalités associées à la partie positive de l'axe 1. Nous y retrouvons principalement des pays d'Europe continentale dont on reconnaît notamment leur position historique dans la reconnaissance des enjeux environnementaux : l'Allemagne, la Suisse, les Pays Bas, le Danemark et l'Autriche.

La *classe 2*, dans laquelle s'inscrivent les pays d'Europe du Sud, présente des caractéristiques opposées à ce premier modèle. Cette classe se caractérise par une faible socialisation des problèmes environnementaux, un faible nombre d'initiatives décentralisées et un faible recours à des instruments de marchés. Le niveau des taxes et des dépenses environnementales y est cependant intermédiaire, c'est-à-dire supérieur à celui de la classe suivante (le modèle libéral).

Nous retrouvons dans la *classe 1* un modèle dont les caractéristiques conduisent à y voir une logique « libérale » de gestion de l'environnement. Dans ce groupe, le niveau des dépenses, des taxes environnementales (Taxes/dépenses 1) et des contraintes réglementaires ressenties (Contrainte 2) est plus faible que dans le modèle d'Europe continentale, mais d'autres formes de dispositifs y sont privilégiées : les systèmes de permis échangeables (Marché 3) et, de

## Chapitre 2

manière générale, des dispositifs plus flexibles (flexibilité 3). Ce modèle est en fait décrit par les modalités corrélées positivement à l'axe 2. Ce groupe est majoritairement constitué de pays anglo-saxons : Grande-Bretagne, Canada, Australie et États-Unis. Nous y retrouvons également la France et la Belgique, de façon a priori plus surprenante. Dans le cas belge, ceci peut s'expliquer notamment par une forte propension à utiliser des systèmes de permis échangeables (notamment pour une des deux régions belges). Le cas français est en réalité un cas limite entre les modèles méditerranéen et anglo-saxon et présente un niveau intermédiaire dans la plupart des dimensions.

Enfin, le dernier groupe de pays (*classe 3*) rassemble majoritairement les pays d'Europe du Nord et le Japon. Cette classe se distingue très clairement des autres au travers de trois caractéristiques : son insertion dans les initiatives internationales de gestion des problématiques environnementales, le poids pris par les initiatives décentralisées et son niveau de flexibilité de la réglementation. Cette classe semble relever d'un intermédiaire entre les classes 1 et 4, même si elle se rapproche plus clairement du modèle interventionniste que libéral. En effet, seule la faiblesse de son niveau de dépenses/taxes et de surface de ses zones protégées la distingue du modèle d'Europe continentale, mais elle atteint un niveau de flexibilité de la réglementation similaire à celui du modèle libéral.

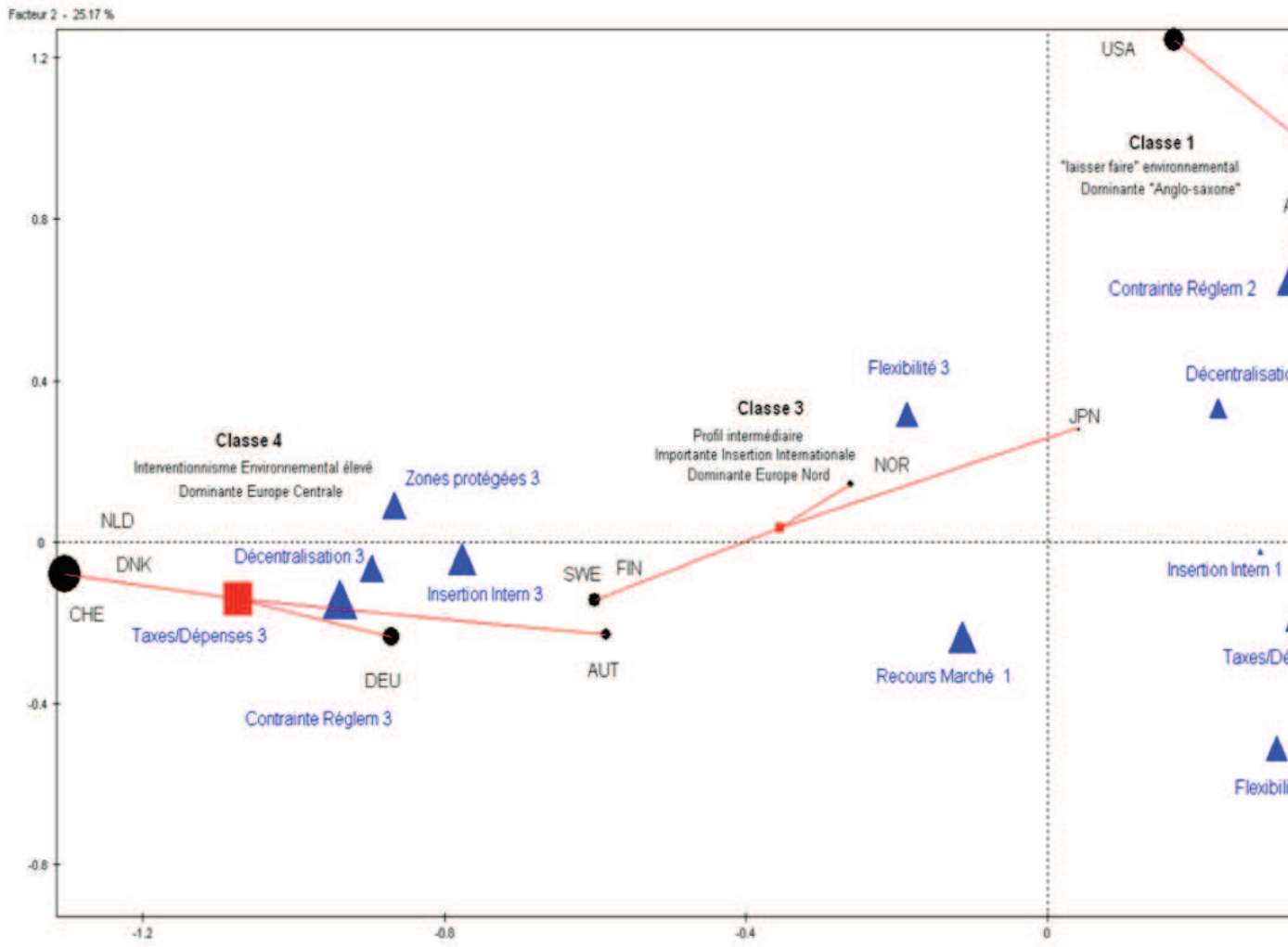


Figure 16. Projection des modalités et des pays sur le premier plan factoriel, et regroupement des pays par

**Tableau 5. Caractéristiques des classes issues de la classification ascendante hiérarchique<sup>40</sup>**

Classe	Pays	Caractéristiques spécifiques			
		-	% modalité classe	% modalité échantillon	+
<i>1 - Modèle libéral</i>	BEL, GBR, CAN, AUS, FRA, USA		100,0 % 66,7 % 100,0 % 50,0 % 66,7 %	38,1 % 19,1 % 52,4 % 14,3 % 33,3 %	Contrainte 2 Marché 3 Décentralisation 2 Taxes/dépenses 1 International 2
		Contrainte 3 International 3 Marché 1	0,0 % 0,0 % 33,3 %	33,3 % 38,1 % 81,0 %	
<i>2 – Faible développement des DIE</i>	GRC, ITA, PRT, ESP, KOR, IRL		100,0 % 66,7 % 83,3 % 100,0 %	28,6 % 19,1 % 38,1 % 61,9 %	Contrainte 1 Décentralisation 1 Flexibilité 1 Taxes/dépenses 2
		Contrainte 2 International 3 Flexibilité 3	0,0 % 0,0 % 16,7 %	38,1 % 38,1 % 61,9 %	
<i>3 - Modèle mixte libéral/socialisé</i>	FIN, SWE, NOR, JPN		100,0% 75,0%	38,1% 28,6%	International 3 Décentralisation 3
		Flexibilité 1	0,0%	38,1%	
<i>4 –Forte socialisation des problèmes environnementaux</i>	CHE, DNK, NLD, DEU, AUT		100,0 % 100,0 % 100,0 % 80,0 %	23,8 % 28,6 % 33,3 % 38,1 %	Taxes/dépenses 3 Zones 3 Contrainte 3 International 3
		Contrainte 2 Taxes/dépenses 2 Zones 1	0,0 % 0,0 % 0,0 %	38,1 % 61,9 % 71,4 %	

Source : Elie et al. (2012) ; Note : L'intensité de la variable dépend du chiffre devant celle-ci : 1 signifie faible ; 2 intensité intermédiaire ; 3 forte intensité. Les colonnes « - » et « + » présentent respectivement les modalités corrélées négativement et positivement à la classe. La colonne « % modalité classe » présente la part des pays de la classe présentant les modalités exposées dans les colonnes « - » et « + ». Cette colonne est à comparer à la colonne « % modalité échantillon », qui présente la part des pays de l'échantillon présentant les modalités exposées dans les colonnes « - » et « + ».

<sup>40</sup> L'annexe B présente les caractéristiques détaillées, en termes de modalité, de chacune des classes identifiées.

## **2.4 Rapprochement des modèles de DIE avec la typologie des « cinq capitalismes »**

Notre objectif est de savoir si l'on retrouve la même diversité dans la façon dont se régulent les problèmes environnementaux que dans la manière de résoudre d'autres problèmes socioéconomiques. Dans cette perspective, nous avons estimé opportun de rapprocher notre typologie des DIE de celle élaborée par Bruno Amable (2005).

L'exercice de comparaison permet de mettre en évidence deux classes communes : le modèle libéral de marché et le modèle méditerranéen, qui se retrouvent respectivement dans nos classes 1 et 2. S'agissant du modèle libéral de marché, on peut d'ores et déjà avancer l'hypothèse d'un certain isomorphisme institutionnel, autrement dit une préférence des acteurs de ces pays pour des instruments de marché, y compris en ce qui concerne la gestion des problèmes environnementaux. Les autres modèles sont plutôt difficilement classables en fonction de leurs DIE.

Le capitalisme social-démocrate se retrouve partiellement dans nos résultats : Finlande et Suède relèvent de notre classe 3, c'est-à-dire la forme de DIE à mi-chemin entre le modèle de gestion libéral et le modèle interventionniste, ce qui est cohérent avec les résultats d'Amable, lequel conçoit le système social-démocrate comme mobilisant des éléments du modèle libéral et du modèle continental. Le Danemark, pour sa part, se retrouve dans la classe 4, avec des pays plus interventionnistes, mais garde néanmoins un caractère fortement décentralisé et un haut niveau de flexibilité de la réglementation. Il combine, en quelque sorte, les éléments du modèle social-démocrate et d'Europe du Centre (c'est également le cas de la Suisse).

Le modèle européen continental se retrouve dispersé dans chacune des autres classes. C'est le cas de la Belgique, la Norvège, l'Irlande et la France, cette dernière présentant des niveaux intermédiaires dans la plupart des domaines, ne se démarquant ni par son caractère particulièrement décentralisé, ni interventionniste, ni libéral. Néanmoins, une large part du modèle européen se retrouve dans la classe 4, qui regroupe des pays d'Europe du Centre.

Le modèle asiatique est lui aussi éclaté puisque le Japon, qui est un cas limite, se retrouve avec les pays nordiques (classe 3), et la Corée avec les pays méditerranéens (classe 2).

Dans l'ensemble, la typologie des DIE reflète ainsi partiellement la typologie générale des systèmes socio-économiques : en effet, des régularités apparaissent pour deux modèles sur cinq (libéral, méditerranéen) et, de grandes parties de deux autres modèles se caractérisent par l'utilisation de DIE particuliers (social-démocrate et européen continental).

Une remarque doit ici être faite sur le caractère supposé homogénéisateur de l'Union européenne : dans le domaine de l'environnement notamment, on penserait volontiers que les États européens soient fortement influencés par les règlements et directives communautaires, sans adaptation ou stratégie particulière nationales. En réalité, les divers pays membres se retrouvent dispersés dans les différents groupes, laissant supposer que la variété des capitalismes constituerait un facteur aussi structurant que l'Union européenne. Cet aspect semble en cohérence avec les résultats d'autres analyses, ayant trait à des régulations plus spécifiques : la politique des agendas 21 locaux, par exemple (Mancebo, 2009), mais permet de nuancer les résultats d'autres travaux, notamment ceux de (Holzinger et al., 2008), qui mettent en avant une convergence des politiques environnementales des pays européens sur 40 ans.

## **2.5 Les facteurs politiques et les hiérarchies institutionnelles comme facteurs explicatifs de la diversité des DIE ?**

Nous tentons ici d'expliquer les correspondances entre les deux typologies en mobilisant les caractéristiques institutionnelles et politiques des modèles de capitalisme.

*\* M1 : Politique partisane, types de démocratie et développement des DIE.*

Il semble que les modèles de capitalismes se caractérisant par une plus forte représentation des partis de gauche et de gauche libertaire dans les parlements et les gouvernements constituent effectivement des terrains plus favorables au développement des DIE. C'est le cas pour les pays sociaux-démocrates et une large partie des pays européens continentaux, et contrairement au modèle libéral de marché. La position du modèle méditerranéen, caractérisé par une grande importance du vote pour les partis de gauche, mais une faible importance des partis de gauche libertaire, est ici difficilement interprétable. L'hypothèse de préférence des instruments réglementaires des modèles sociaux-démocrates et européens continentaux ne tient par contre que partiellement. Les taxes environnementales y sont ainsi utilisées de

## Chapitre 2

manière plus intensive, au côté des instruments règlementaires. L'hypothèse tient par contre s'agissant des instruments de marché, plutôt utilisés par les pays libéraux.

Enfin, nous vérifions que les modèles de capitalismes basés sur des démocraties de consensus (faible concentration des partis politiques et corporatisme), correspondant davantage aux modèles européen continental et social-démocrate, sont plus favorables au développement des DIE, et ce contrairement aux démocraties se rapprochant des caractéristiques du modèle de Westminster (modèles méditerranéen et libéral de marché).

*\* M2 : Protection sociale, marché du travail, inégalités économiques et DIE.*

Globalement, nous constatons que les quatre logiques d'État-providence décrites à la section 1 correspondent à nos différents types de DIE : le modèle méditerranéen cumule de faibles intensités de réglementation environnementale et d'État-providence ; le modèle libéral associe faible niveau de protection sociale et faible DIE, à l'exception de segments de ces deux domaines gérés par le marché ; le modèle social-démocrate allie un DIE plutôt contraignant avec un haut niveau de protection sociale universaliste ; Une large part du modèle Européen continental est marqué par un fort niveau d'intervention de l'État et une socialisation de la gestion des problèmes environnementaux couplés avec un État-providence de type bismarckien. Ces résultats sont compatibles avec le raisonnement lié au mécanisme 2 dans la mesure où les modèles avec la plus forte protection sociale (bismarckien et social-démocrate) sont aussi les modèles avec le plus haut niveau de protection de l'environnement, et les modèles avec le plus faible niveau de protection sociale (latin et libéral) sont aussi les modèles avec la plus faible protection de l'environnement. Il nous faut pourtant nuancer ce constat puisque le modèle le plus égalitariste (social-démocrate) est caractérisé, en matière environnementale, par une contrainte règlementaire et un niveau de taxation et de dépenses publiques en retrait par rapport au modèle bismarckien d'Europe du Centre.

Les institutions du marché du travail semblent également bien se retrouver dans les DIE. Ainsi, les pays du modèle libéral de marché, se caractérisant par des relations industrielles de types pluralistes, et les pays méditerranéens, la France et la Belgique (relations salariés/employeur conflictuelles et des niveaux intermédiaires de centralisation de la négociation salariale) sont associés à de faibles niveaux de développement des DIE. Le reste des pays du modèle européen continental et les pays du modèle social-démocrate, fondé sur des systèmes corporatistes et/ou une centralisation de la négociation relativement importante, sont marqués par un développement important des DIE.



## Chapitre 2

La relation entre DIE et niveaux d'inégalité des systèmes découle des deux relations précédentes. Les pays du modèle européen continental présentant les plus bas niveaux d'inégalités, et ceux se rapprochant du modèle social-démocrate sont associés à un développement important des DIE. Les pays des modèles méditerranéen et libéral de marché, caractérisés par des niveaux d'inégalités relativement élevés, sont associés à un faible niveau de développement des DIE. Ainsi, dans l'ensemble, ces résultats sont compatibles avec les hypothèses constituant le mécanisme M2.

### *\* M3 : Type de concurrence, mode de financement et DIE*

On note une certaine corrélation entre, d'une part, la forme de la concurrence et, d'autre part, le niveau de décentralisation de la gestion de l'environnement et le niveau de contrainte de la réglementation. Des conditions de forte concurrence hors coûts (pays nordiques) paraissent ainsi aller de pair avec des modes de DIE décentralisés. Il en est de même, à des niveaux un peu moins importants cependant, en ce qui concerne les pays d'Europe continentale, également marqués par un contexte de concurrence par la qualité et de décentralisation de la gestion de l'environnement. En revanche, ce dernier modèle se caractérise par un niveau un peu plus important de contrainte réglementaire que le modèle nordique. À l'inverse, des contextes de forte concurrence par les prix, plutôt caractéristiques des pays méditerranéens et libéraux de marché, impliquent des DIE faiblement décentralisés et une contrainte réglementaire relativement faible.

Le niveau d'insertion dans la coordination environnementale internationale semble davantage dépendant de l'importance des autres DIE que des niveaux d'ouverture à la concurrence internationale : les pays libéraux et socio-démocrates, présentant pourtant des caractéristiques similaires en termes d'ouverture à la concurrence étrangère, se caractérisent également par des DIE très différents. Ceci peut s'expliquer par la relative faiblesse et l'homogénéité de la protection du commerce extérieur dans la grande majorité des pays de notre échantillon.

Le mode de financement, quant à lui, laisse apparaître une relation moins claire avec les DIE. Les économies libérales de marché, fondées sur les marchés financiers sont, certes, caractérisées par de bas niveaux de développement des DIE, mais des marchés basés sur un financement bancaire ne garantissent pas un haut niveau de DIE, en témoigne la relative faiblesse du développement des DIE caractérisant les pays du modèle méditerranéen.

## **Conclusion**

En premier lieu, en croisant les concepts issus des approches comparatives des capitalismes avec la littérature sur les déterminants des DIE, nous avons décrit la manière dont les différentes formes de capitalisme pouvaient influencer la dynamique des institutions environnementales. A partir de ces éléments ainsi que de la typologie élaborée par Amable (2005), nous avons formulé certaines hypothèses concernant l'implication de ces formes de capitalisme sur l'adoption des institutions environnementales.

En second lieu, nous avons cherché à confronter cet ensemble d'hypothèses avec les données statistiques disponibles au travers d'une analyse de données. Celle-ci permet, de faire émerger une typologie des dispositifs institutionnels de l'environnement. Un rapprochement a ensuite été opéré avec la classification des cinq capitalismes d'Amable (2005), mais aussi avec des domaines institutionnels particuliers.

Nous pensons ainsi avoir montré que les modèles généraux de capitalisme faisaient sens dans le domaine de l'environnement. D'une part, les typologies environnementales présentent des caractéristiques communes avec la typologie des cinq capitalismes ; d'autre part, il est possible d'expliquer certains contenus des DIE en mobilisant le rôle des hiérarchies institutionnelles et des déterminants politiques. En la matière, les hypothèses concernant les liens de hiérarchie institutionnelle entre les DIE et le mode de financement et les niveaux d'ouverture à la concurrence internationale ne semblent pas, dans le cadre de notre analyse, spécialement structurants. Mais les résultats de notre travail apparaissent cependant compatibles avec nos hypothèses concernant le lien entre les DIE et la dimension coût/hors coût de la concurrence sur le marché des produits d'une part et le lien entre les DIE et les déterminants politiques d'autre part.

Enfin, un aspect particulièrement intéressant concerne le rôle des inégalités économiques dans la dynamique des DIE. En effet, la typologie liée à la protection sociale et celle liée aux relations industrielles semblent particulièrement correspondre avec notre typologie des DIE. Bien entendu, à ce stade, nous sommes loin d'avoir démontré le caractère causal de la relation, puisque l'analyse dont nous avons rendu compte dans ce chapitre visait à faire émerger de simples corrélations. Le passage à une approche permettant le test de cette causalité n'est d'ailleurs pas sans difficultés, puisqu'un certain nombre de déterminants de la dynamique des DIE que nous avons identifiés sont, par ailleurs, reliés entre eux par des

## *Chapitre 2*

relations causales. Une des suites logiques de notre travail consiste néanmoins à tenter de progresser dans la compréhension des mécanismes par lesquels opère la causalité potentielle entre inégalités et DIE, ce à quoi est consacré le chapitre suivant.

# **Chapitre 3 : L'influence des inégalités économiques sur la protection de l'environnement**



## Introduction

Le chapitre précédent a montré que les différents modèles de capitalismes étaient susceptibles de constituer des contextes plus ou moins favorables à l'adoption de politiques de protection de l'environnement. La mise en œuvre d'une analyse statistique exploratoire multidimensionnelle a permis de faire émerger une typologie de quatre profils de dispositifs institutionnels de l'environnement. Nous avons montré que cette typologie peut se rapprocher, sous certains aspects, de celle des cinq capitalismes d'Amable (2005). Cela suggère que des liens existent entre la façon dont sont régulés les problèmes environnementaux et celle dont d'autres types de problèmes socio-économiques sont régulés. Quatre hypothèses de hiérarchie institutionnelle ont été formulées pour expliquer cette correspondance. Elles concernent le type de concurrence, le système financier, le système politique, et le rapport salarial. En particulier, une relation apparaît entre le rapport salarial (conjonction des institutions du marché du travail et de la protection sociale) et la protection de l'environnement. Ainsi, les modèles de capitalismes relativement favorables aux salariés s'avèrent également plus protecteurs en matière d'environnement.

Cette relation conduit à la question des interactions éventuelles entre ces deux domaines institutionnels. Ainsi, il nous semble qu'au moins quatre types d'explications, probablement complémentaires, peuvent être envisagés pour comprendre cette situation. Le premier se base sur la stratégie des partis politiques, le second sur les déterminants communs en termes de systèmes politiques, le troisième dérive de l'analyse écomarxiste, vu dans le premier chapitre, et le dernier mobilise la littérature concernant l'impact des inégalités économiques sur l'environnement.

**Le premier type d'explication** peut être déduit de l'analyse de Carter (2013). Ce dernier montre que les partis politiques qui adoptent des mesures sociales semblent également mieux intégrer les préoccupations environnementales, souvent en raison de la menace des partis environnementalistes. En effet, dans la plupart des pays, les partis verts adopteraient majoritairement un positionnement politique général de gauche. Les partis de gouvernement de gauche se retrouveraient alors contraints d'intégrer les préoccupations environnementales à leurs programmes de manière plus significative que les partis de droite, notamment du fait de la concurrence politique de ces partis environnementalistes. Or, les partis de gauche sont bien ceux qui adoptent, ou conservent, le plus de mesures sociales. A ce sujet, l'analyse d'Amable

(2005, pp. 235-237) montre bien l'existence de la corrélation entre vote pour les partis de gauche et distance au modèle libéral de marché d'une part, et de l'anti-corrélation entre vote pour les partis de gauche et distance au modèle social-démocrate d'autre part. Au total, les pays gouvernés par des partis mettant en place des mesures favorables au salariat seraient alors aussi ceux mettant en place des mesures de protection de l'environnement.

**Le deuxième type d'explication** s'opère par les systèmes politiques. Les démocraties de consensus constitueraient un terreau plus favorable à l'adoption de politiques de protection de l'environnement que les démocraties de Westminster. Or, il s'avère que ces premières sont aussi davantage présentes dans les pays présentant de forts niveaux de protection sociale (Amable, 2005). Comme nous l'avons déjà évoqué au cours du chapitre 2, deux de leurs caractéristiques sont ici importantes. (i) L'effet lié à l'analyse de Carter (2013) serait renforcé dans le cadre de systèmes politiques présentant une faible concentration des partis politiques. Un certain nombre d'études mettent ainsi en avant le rôle des systèmes électoraux proportionnels dans l'abaissement des barrières aux nouveaux partis, et leur effet bénéfique sur les performances environnementales nationales (Scruggs, 2003 ; Frederiksson et Millimet, 2004 ; Harrison et Sundstrom, 2010). (ii) Selon Scruggs (2003, pp. 140-152), les systèmes politiques de type corporatistes permettraient également l'adoption de politiques environnementales plus ambitieuses. En effet, ce type de système permettrait une meilleure circulation de l'information sur les choix collectifs, un meilleur engagement et une plus grande confiance d'une large partie de la population dans les décisions adoptées ; ces décisions tiendraient compte d'un contexte plus large car seraient adoptées de manière coopérative.

**Le troisième type d'explication** mobilise l'analyse éco-marxiste du capitalisme, déjà évoquée dans le premier chapitre. Dans ce cadre, le mode de production capitaliste est analysé comme cause directe des pressions environnementales actuelles (Foster, 2009; Harribey, 2013; O'Connor, 1998). Le système capitaliste serait ainsi à l'origine de la crise sociale, mais également une des causes de la crise environnementale. Pour ces auteurs, la recherche d'accumulation de capital, la focalisation des agents sur la valeur d'échange des marchandises (au détriment de leur valeur d'usage) et la disjonction entre capitaux privés et capital collectif conduisent à la recherche d'une marchandisation de l'environnement naturel, d'un accroissement de la rente sur celui-ci, ainsi qu'à la non prise en compte des conditions de reproduction de la nature. Dans ce cas, les pays dont le champ du capitalisme est le plus étendu tendront à minimiser à la fois les protections sociales et environnementales.

Sans remettre en cause la pertinence des trois précédentes, le présent chapitre porte sur **une dernière explication**. En effet, il est avancé que la persistance de la crise environnementale contemporaine pourrait être liée au rôle des inégalités économiques dans la dégradation de l'environnement, et à leur effet néfaste quant à l'adoption de politiques environnementales. La crise sociale participerait alors de l'importance de la crise environnementale et entraverait sa résolution. Le travail que nous souhaitons présenter ici concerne cette dernière hypothèse. Plus précisément, nous souhaitons explorer l'idée que les institutions environnementales seront plus ou moins facilement adoptées en fonction des niveaux d'inégalités qui découlent de rapports salariaux différenciés. Il s'agit donc de lier la diversité des capitalismes et les institutions environnementales par les inégalités économiques. Nous avons déjà brièvement évoqué cette hypothèse au cours du chapitre 2. A cette occasion, la manière dont les types de capitalismes génèrent des niveaux d'inégalités différenciés a été évoquée. Cependant, la manière dont les inégalités influent sur le développement des DIE n'a été abordée que de manière embryonnaire.

Un ensemble de travaux analyse dans quelle mesure les inégalités économiques nuisent aux institutions environnementales et aux performances environnementales des pays. Cette thématique, qui s'est développée à partir des années 1990 dans le cadre de travaux d'économistes (Boyce, 1994 ; Scruggs, 1998), recueille un nombre important de contributions. Mais cet ensemble n'aboutit à aucun consensus ni sur le plan théorique, ni sur celui des vérifications empiriques.

Ainsi, d'un point de vue théorique, la nature de la relation entre ces deux variables est envisagée différemment selon les auteurs. Pour Boyce (1994), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2009), les inégalités sont défavorables à la préservation de l'environnement, contrairement à ce que développent Scruggs (1998) et Heerink et al. (2001). De plus, différents mécanismes sont évoqués, au sein de chacun de ces groupes d'auteurs, pour aboutir à une même conclusion. Concernant le premier groupe, Wilkinson et Pickett (2009) considèrent que les inégalités conduisent à l'adoption, par les individus, de comportements consuméristes et individualistes. Magnani (2000) théorise le fait, qu'en présence d'inégalités, un segment médian plus pauvre conduira à la mise en place de politiques de promotion de la croissance plutôt qu'à des politiques de protection de l'environnement. Enfin, pour Boyce (1994), les inégalités entraînent un renforcement du pouvoir des riches qui n'ont pas intérêt à protéger l'environnement. Dans le second groupe, Heerink et al. (2001) considèrent que les inégalités impliquent une concentration de la richesse sur les classes aisées dont la



consommation est moins génératrice de pressions environnementales. Scruggs (1998) ajoute que ces classes aisées, concentrant le pouvoir dans le cas de fortes inégalités, favorisent des politiques de protection de l'environnement. Cette grande diversité implique une concurrence entre ces différentes explications qu'il s'agit de révéler par l'élaboration d'une structure d'analyse cohérente. Ce travail montre la nécessité d'une confrontation des mécanismes aux données observables. Bien que les études empiriques permettent de conforter l'hypothèse d'un renforcement des dégradations environnementales par les inégalités, elles ne sont pas réalisées de manière suffisamment fine pour comprendre quels sont les mécanismes à l'œuvre.

Notons que les travaux développés dans le présent chapitre constituent à la fois un resserrement de la problématique, mais également une montée en généralité. Resserrement car il s'agit de progresser dans la compréhension d'une relation précise, c'est à dire les conséquences des modèles de capitalisme sur la protection de l'environnement à travers leurs implications en termes d'inégalités économiques. Mais les éléments développés permettent également un élargissement du champ d'analyse suivi au cours du chapitre précédent, dans la mesure où la question de la relation causale entre inégalités économiques et protection de l'environnement peut s'analyser, et est analysée, indépendamment du cadre de la diversité des capitalismes. Un deuxième élément d'élargissement est que, du moins dans la première section, ne sont plus seulement considérées les institutions environnementales, mais aussi les pressions environnementales.

Dans la première section, nous présentons l'ensemble des théories décrivant l'influence des inégalités économiques sur la dégradation de l'environnement. Ces différentes théories sont mises au regard les unes des autres, ce qui permet de mettre en lumière leurs différences et leurs similitudes en ce qui concerne les mécanismes décrits et les hypothèses adoptées par les différents auteurs. Ces travaux font simultanément l'objet d'un processus de mise en cohérence par la construction d'un cadre d'analyse visant à intégrer l'ensemble des mécanismes susnommés. Nous montrons que les conclusions des auteurs sur ce sujet dépendent des hypothèses qu'ils posent concernant 1) la relation entre revenu individuel et pression environnementale individuelle, 2) l'impact des inégalités sur les normes sociales influençant les comportements individuels liés aux pressions environnementales, 3) l'intérêt des groupes sociaux à la dégradation ou la protection de l'environnement, 4) la façon dont ces intérêts se révèlent en demande politique et 5) la façon dont les demandes politiques se confrontent pour se traduire en une décision politique. Enfin, la portée des travaux empiriques

effectués sur le sujet est analysée. Il apparaît que ces travaux, malgré leur indéniable apport, n'atteignent pas le degré de précision requis à la mise en lumière des phénomènes à l'œuvre. En effet, bien qu'elle soit adéquate pour tester la nature générale de la relation causale entre inégalités et environnement, la méthode utilisée ne permet pas une prise en compte de la diversité des mécanismes théoriques. Dans cette perspective, nous proposons un programme de recherche reposant sur l'investigation empirique des cinq hypothèses précédemment mentionnées.

La deuxième section présente une application empirique d'une partie de ce programme. Bien que le cadre théorique élaboré dans la première section concerne l'influence des inégalités sur les pressions environnementales et les DIE, cette application se limite cependant au rôle des inégalités dans la détermination des DIE, suite logique des travaux entrepris dans le chapitre précédent. Dans cette perspective, et afin de combler certaines lacunes de la littérature empirique existante, nous effectuons une série de tests économétriques d'un ensemble de quatre hypothèses. Il s'agit de savoir : 1) si les inégalités économiques freinent le développement des DIE ; 2) si, dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du groupe social d'où provient la demande politique de DIE ; 3) si, dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du niveau d'inégalités de pouvoir qui caractérise cette société ; 4) si la nature de la relation entre le niveau d'inégalités économiques et l'ampleur de l'utilisation des DIE dépend du type et du périmètre de ces DIE. Nos résultats suggèrent que les effets en jeu sont ambigus et dépendent des modèles et variables dépendantes utilisés.

## **1 L'analyse théorique des conséquences environnementales des inégalités économiques<sup>41</sup>**

Nous proposons d'abord une structuration théorique de ce champ en confrontant les développements existants (1). Nous analysons ensuite les apports et les limites des analyses empiriques (2).

---

<sup>41</sup> Cette section reprend une grande partie de l'analyse réalisée dans Berthe et Elie (2015).

## **1.1 Des inégalités aux pressions environnementales : structuration d'un champ théorique**

L'objectif de cette section est de présenter une synthèse des théories expliquant l'influence des inégalités économiques sur la qualité de l'environnement et de les confronter dans un cadre cohérent. Boyce (1994) est l'un des premiers à s'intéresser aux inégalités comme une cause potentielle de dégradation de l'environnement. Après la réponse proposée par Scruggs en 1998, certains auteurs ont tenté de prendre en compte ces analyses opposées (Boyce, 2007, 2003; Heerink et al., 2001). La littérature académique a ensuite poursuivi l'exploration de la question, mais sans tenir compte de la gamme complète des mécanismes envisagés.

Sur le plan théorique, ce corpus peut se structurer en considérant l'existence de deux cheminements possibles entre inégalités et dégradation environnementale : l'un lié à la demande de biens et services (1.1.1), et l'autre lié à la détermination des politiques environnementales (1.1.2).

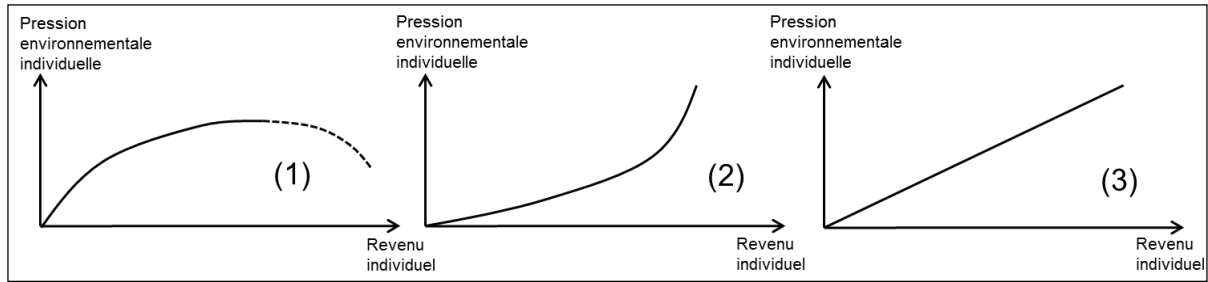
### **1.1.1 L'effet de la distribution des revenus sur les pressions environnementales liées aux comportements économiques des ménages**

Les comportements économiques des ménages, notamment à travers leur consommation de biens et services, ont une influence directe sur l'environnement. Le niveau d'inégalités, en influençant ces choix, et spécifiquement le niveau et le contenu de la consommation agrégée, a ainsi un impact sur les performances environnementales. Les auteurs concentrant leur analyse sur ce canal peuvent être classés selon qu'ils adoptent une approche relevant de l'individualisme méthodologique (1.1.1.1) ou de l'holisme (1.1.1.2).

#### **1.1.1.1 Approches individualistes méthodologiques : les pressions environnementales agrégées des comportements économiques individuels**

Dans une approche relevant de l'individualisme méthodologique, Scruggs (1998) montre que l'effet de la distribution du revenu sur les pressions environnementales dépend de la relation entre la dégradation de l'environnement et le revenu, et ce au niveau individuel. Cet auteur envisage trois types de relation permettant de déterminer l'effet d'une variation des inégalités

de revenu sur la pression environnementale agrégée (Figure 17).



**Figure 17. Pressions environnementales et revenus individuels**

Source : Berthe et Elie (2015)

Ces trois relations se différencient par la manière dont la pression environnementale causée par le comportement économique d'un agent évolue avec son revenu. Toutes les relations envisagées supposent une pression environnementale croissante avec le revenu (sauf pointillés). En revanche, ils supposent trois hypothèses différentes concernant le sens de variation de la pression environnementale marginale. Dans la situation 1, la courbe est concave ce qui signifie une pression environnementale marginale décroissante. Dans ce cas, l'utilisation par un pauvre d'une unité monétaire supplémentaire génère plus de pollutions que l'utilisation de cette unité monétaire par un riche. Toutes choses étant égales par ailleurs, une société donnée dans laquelle un riche aurait une unité monétaire de plus que dans une société de référence générerait alors moins de pressions sur l'environnement que cette société de référence. Ainsi, le sens de variation de la pression environnementale marginale détermine fondamentalement l'effet des inégalités sur les pressions environnementales agrégées liées aux comportements économiques des agents<sup>42</sup>. Dans la situation 1, l'augmentation des inégalités est bénéfique à l'environnement. La situation 2 fait apparaître le cas contraire. La pression environnementale marginale étant dans ce cas croissante pour chaque individu, une société où le niveau des inégalités serait moins élevé exercerait une pression environnementale agrégée plus faible. Enfin, la situation 3 est le cas limite, entre les situations 1 et 2, pour lequel la redistribution de revenus n'a pas d'effet sur la dégradation environnementale pour un même revenu global.

Scruggs (1998) et Heerink *et al.* (2001), adoptant ce type d'approche, considèrent la situation 1 comme plus représentative de la réalité. Pour justifier le choix de cette hypothèse, ces

<sup>42</sup> Heerink et Folmer (1994) démontrent formellement les liens entre le niveau d'inégalités et le niveau moyen d'un output en cas de relations non linéaires entre le revenu et cet output au niveau individuel.

auteurs supposent que la qualité environnementale est un bien supérieur, c'est-à-dire un bien dont la demande augmente à taux croissant, au fur et à mesure que le revenu augmente. (Scruggs, 1998) reprend ainsi la théorie du post-matérialisme d'Inglehart (1990), qui énonce qu'un certain niveau de richesse et de satisfaction des besoins matériels est nécessaire à l'apparition de préférences pour l'environnement. Plus précisément, pour justifier la première courbe, (Heerink et al., 2001) évoquent la substitution, dans les comportements de consommation des ménages aisés, de biens éco-conçus à des biens polluants. En partant de cette hypothèse, (Heerink et al., 2001) envisagent de compléter la première courbe par un segment décroissant au-delà d'un certain seuil de revenu de manière à former une courbe de Kuznets environnementale à l'échelle du ménage (intégrant la partie en pointillé sur la Figure 17). Les ménages les plus aisés seraient ainsi associés à des niveaux de pressions individuelles plus faibles. Cependant, même en admettant que les valeurs post-matérialistes se développent lorsque le revenu croît, elles ne conduisent pas nécessairement à des changements importants dans les comportements de consommation. A titre d'exemple, selon Pepper et al. (2009), les valeurs environnementales n'ont qu'un faible pouvoir explicatif - en général inférieur à 20% - des différences de comportements pro-environnementaux. Cet écart entre valeurs et actions (*value-action gap*) peut s'expliquer par la concurrence entre les préoccupations environnementales et d'autres types de préoccupation, tels que la volonté et la capacité des agents à atteindre un niveau de vie plus élevé lorsque leur revenu augmente. Ces préoccupations peuvent ainsi pousser les agents à des types de consommation impliquant de fortes pressions environnementales (transport à plus forte intensité d'énergie et le logement, etc.). D'autres explications de l'écart entre valeurs et actions comprennent un défaut d'information des agents sur les impacts écologiques de leur comportement pro-environnemental (nommé écart comportement-impact, voir Csutora, 2012). En outre, d'autres arguments amènent à relativiser le réalisme de la situation 1. En particulier, Roca (2003) considère que les ménages les plus riches peuvent déplacer les coûts qu'implique la dégradation de l'environnement vers d'autres lieux, volontairement ou non, afin de continuer leurs pratiques dommageables pour l'environnement sans en subir les conséquences.

D'autre part, l'effet de la consommation finale sur l'environnement ne dépend pas seulement de son contenu, mais également de son ampleur. Ainsi, la situation 1 peut également se justifier par le fait que la propension marginale à consommer est plutôt admise comme

décroissante avec le revenu<sup>43</sup>. En effet, même si les pauvres et les riches consomment des produits identiques en termes de pression environnementale, le fait que les riches épargnent une plus grande partie de leurs revenus implique que ces derniers génèrent un niveau de pression sur l'environnement plus faible par unité monétaire<sup>44</sup>.

Un certain nombre d'analyses empiriques permettent d'avoir une idée de la forme de la relation liant pression environnementale individuelle et revenu individuel. (Heerink et al., 2001) basent la théorie de la courbe de Kuznets environnementale individuelle sur une étude empirique qui montre, sur un échantillon de ménages californiens, que les émissions de gaz à effet de serre des véhicules possédés par les ménages les plus riches sont moindres que celles des véhicules possédés par les plus pauvres (Kahn, 1998). Or, l'utilisation par (Heerink et al., 2001) de cette étude est remise en question par Cox et al. (2012), qui montrent, sur un échantillon de ménages écossais, que la prise en compte du nombre de kilomètres parcourus domine l'effet de l'efficacité des véhicules. Il s'avère, en effet, que les ménages les plus riches parcourent en moyenne une distance supérieure à celle des plus pauvres. Sur un plan empirique plus général, une revue de l'OCDE (2008) montre que la plupart des travaux concluent que les pressions environnementales liées aux comportements de consommation s'accroissent avec le niveau de revenu du ménage. Ce phénomène s'observe en ce qui concerne l'émission de déchets, le recyclage, les choix de transports, l'utilisation domestique d'énergie et d'eau. Seul le cas de la consommation de nourriture biologique produit un résultat inverse, ce qui pourrait être expliqué par l'analyse susmentionnée de Roca (2003), qui fait valoir que les riches peuvent déplacer les effets négatifs de leur consommation.

Les analyses de Cox *et al.* (2012) et de l'OCDE (2008) statuent seulement sur le fait que les ménages riches génèrent plus de pressions environnementales *individuellement*, mais pas sur le fait qu'ils en génèrent plus *marginale*ment. Cependant, en calculant les élasticités-revenu des pressions environnementales, la littérature empirique identifie une non-linéarité entre le revenu individuel et ces dernières<sup>45</sup>. En effet, le choix entre les situations 1 et 2 sur la Figure

---

<sup>43</sup> Loi psychologique fondamentale de Keynes (1936). Des travaux récents confirment une décroissance de la propension marginale à consommer par rapport au revenu dans une société donnée (Dyner et al., 2004).

<sup>44</sup> Voir, à la fin de la présente sous-section, une discussion sur la façon dont l'épargne est susceptible d'affecter les pressions environnementales.

<sup>45</sup> La plupart des études recensées ici utilisent des méthodes input/output pour prendre en compte les pressions environnementales liées à la consommation, qu'elles soient directes ou indirectes.

17 dépend de la valeur de ces élasticités<sup>46</sup>. Par exemple, Liu et al. (2013) et Büchs et Schnepf (2013) identifient une relation concave entre le revenu des ménages et les émissions de GES liées aux comportements de consommation<sup>47</sup>. D'autres études, plus nombreuses, analysent l'impact des niveaux de consommation des ménages sur leurs pressions environnementales et concluent à des résultats similaires, bien que les élasticité soient généralement plus élevées que dans les études analysant la relation entre le revenu et la pression environnementale<sup>48</sup>. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Liu et al. (2013) et Büchs et Schnepf (2013) lorsque l'on considère le contexte d'une propension à consommer marginale décroissante (Dyner et al., 2004). Enfin, plusieurs analyses permettent de distinguer l'effet du niveau de consommation de l'effet du contenu de la consommation sur le niveau de pression environnementale. Ceci est effectué en calculant à la fois les élasticité-revenu et les élasticité-dépense des pressions environnementales dues à la consommation. Leurs résultats montrent que l'élasticité-revenu est toujours inférieure à l'élasticité des dépenses, et que les élasticité-revenu sont inférieures à 1<sup>49</sup>. Ces analyses confirment à la fois la relation décroissante entre les niveaux de revenu et de consommation (effet de niveau) et celle, également décroissante, entre le niveau de consommation et les pressions environnementales connexes (effet de contenu).

Néanmoins, cet ensemble d'études n'offre pas une réponse définitive à la question de la forme de la courbe, et ce pour au moins deux raisons. Premièrement, la plupart des études identifiées se concentre sur une analyse des émissions de GES et sur un ensemble limité d'échelles et de zones géographiques, alors que la relation pourrait être différente en fonction des pressions et des contextes étudiés. Deuxièmement, certaines études remettent en question l'hypothèse d'une relation concave. Par exemple, une méta-analyse de 36 études révèle que l'élasticité-

---

<sup>46</sup> Une élasticité inférieure à l'unité correspond à la situation 1, tandis qu'une élasticité supérieure à l'unité correspond à la situation 2. Cela implique que, toutes choses égales par ailleurs, plus l'élasticité est faible, meilleures sont les inégalités pour l'environnement.

<sup>47</sup> Bien que les élasticité varient beaucoup en fonction des études : 0,25 en Chine du nord (Liu et al., 2013) et 0,6 au Royaume-Uni (Büchs et Schnepf, 2013).

<sup>48</sup> Dans les travaux identifiées, les élasticité-dépense vont de 0,84 à 0,94 s'agissant des émissions de GES (Duarte et al., 2012; Girod et De Haan, 2010; Kerkhof et al., 2009; Roca et Serrano, 2007), de 0,64 à 1 en ce qui concerne la consommation d'énergie (Lenzen et al., 2006), de 0,86 à 0,96 pour les gaz acidifiants (Kerkhof et al., 2009; Roca et Serrano, 2007), et de 0,71 à 0,81 pour les polluants eutrophisants (Kerkhof et al., 2009; Roca et Serrano, 2007). Nous pouvons noter un niveau d'élasticité-dépense de 1,42 concernant les polluants contribuant au "smog" dans le cas des Pays-Bas. Ceci montre la nécessité de procéder à des analyses distinctes selon les différents polluants (Kerkhof et al., 2009).

<sup>49</sup> Les études identifiées présentent une gamme d'élasticité-dépense s'étendant de 0,6 à 0,802, et d'élasticité-revenu allant de 0,34 à 0,607 pour les émissions de GES (Ala-Mantila et al., 2014; Weber et Matthews, 2008). Analysant l'empreinte écologique de ménages australiens, Lenzen et Murray (2001) identifient une élasticité-dépense de 0,64 et une élasticité-revenu de 0,38.

revenu de la consommation d'électricité par les ménages varie dans des proportions importantes selon les études<sup>50</sup> (Espey et Espey, 2004). Plus important, par l'utilisation de termes quadratique et cubique du logarithme du revenu dans leurs équations économétriques, Baiocchi et al. (2010) révèlent une relation plus complexe entre émissions de GES et revenus dans le cas des ménages britanniques. Leurs résultats montrent que l'élasticité-revenu des GES est une fonction du revenu en forme de U, c'est-à-dire que l'élasticité est inférieure à 1 pour un revenu moyen et supérieur à 1 dans les deux extrémités de la distribution des revenus, ce qui suggère l'existence d'un mode de vie à forte intensité en GES des catégories aisées. Au total, cet ensemble de faits soulève des questions sur la relation entre revenu et pression environnementale au niveau individuel. Ainsi, un examen systématique et plus détaillé des analyses se focalisant sur les non-linéarités dans cette relation serait nécessaire et pourrait démontrer la nécessité de travaux supplémentaires.

Toutefois, même dans le cas où la situation 1 serait une bonne représentation de la réalité, les inégalités peuvent avoir des effets dynamiques ou holistiques adverses sur l'environnement. Ainsi, la littérature identifiée dans cette section ne tient pas compte des conséquences dynamiques des comportements économiques sur les pressions environnementales, notamment à travers les changements technologiques tirés par la demande et les comportements d'épargne.

En premier lieu, Vona et Patriarca (2011) montrent que des niveaux d'inégalités élevés peuvent prévenir le développement et la diffusion des technologies environnementales. En effet, dans de tels contextes, peu de consommateurs ont accès à des produits respectueux de l'environnement. Ceci induit un faible niveau d'externalités technologiques positives et, par conséquent, une stagnation des prix de ces technologies à des niveaux élevés. Ainsi, la vitesse et l'étendue de leur adoption sont moins importantes. En second lieu, les comportements d'épargne peuvent avoir une incidence sur le niveau des pressions environnementales si cette épargne est utilisée pour des investissements productifs. Cette hypothèse n'est pas considérée dans les études mentionnées ci-dessus (Ala-Mantila et al., 2014). Ainsi, dans un contexte de propension marginale à épargner croissante avec le revenu, l'accroissement des inégalités a comme conséquence une augmentation du niveau d'épargne (Koo et Song, 2016) ou, potentiellement, un changement de la façon dont cette épargne est utilisée, ce qui pourrait

---

<sup>50</sup> Dans le cas de la consommation domestique d'électricité, Espey et Espey (2004) révèlent que l'élasticité-revenu de court terme est de l'ordre, selon les études, de 0,04 à 3,48, et celle de long terme est comprise entre 0,02 à 5,74.



amener une modification du niveau de pression environnementale agrégée.

La sous-section suivante présente la manière dont les approches holistes envisagent les répercussions des inégalités sur l'environnement à travers les normes sociales.

### 1.1.1.2 Apport des approches holistes : le rôle des normes sociales de consommation

L'étude de la relation entre dégradation environnementale individuelle et revenu ne permet pas de capter les différences de normes sociales de consommation susceptibles d'être causées par une diversité de niveaux d'inégalités. En effet, cette diversité est susceptible de modifier le niveau de pénétration des valeurs telles que le consumérisme, le court-termisme et l'individualisme. La modification du niveau de diffusion de ces normes peut ensuite conduire à un changement du niveau de dégradation environnementale individuelle pour un même niveau de revenu, et, ainsi altérer la relation entre revenu et dégradation environnementale individuelle supposée fixe dans la sous-section précédente (Figure 18).

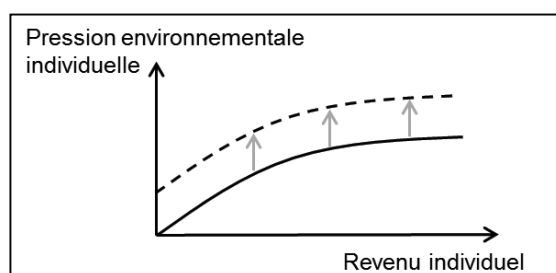


Figure 18. Effet d'une modification des normes sociales de consommation sur la pression environnementale individuelle

Source : Berthe et Elie (2015)

En premier lieu, Veblen (1899) met en avant le rôle de la consommation comme valeur sociale et non comme utilité individuelle par le concept de consommation ostentatoire. Or, dans une société très inégalitaire, les différences de statut social sont plus importantes et donc plus visibles, ce qui conduit à exacerber la compétition de statut. Cette compétition passe notamment par une accentuation de la consommation ostentatoire<sup>51</sup>. Par extension, les inégalités peuvent accroître la volonté des classes sociales moyennes et défavorisées de répliquer les modes de consommation de la classe sociale dominante. Ce phénomène engendrerait ainsi une surconsommation causant une pression environnementale

<sup>51</sup> Un contre-argument à cette idée peut être envisagé, avec l'éventuel phénomène de consommation ostentatoire de biens de qualité environnementale forte. Cependant, ce phénomène est probablement d'ampleur limitée actuellement.

supplémentaire en augmentant le niveau de consommation des agents et en en changeant le contenu (du fait que les produits soient consommés sur la base du statut social qu'ils confèrent plutôt que sur celle de leur qualité environnementale). A l'inverse, une plus grande égalité réduirait la pression sociale à consommer (Wilkinson et Pickett, 2009). Ainsi, même dans l'hypothèse d'une relation concave entre pollution et revenu, l'introduction du consumérisme entraînerait un accroissement généralisé du niveau de la courbe de pression environnementale individuelle en fonction du revenu. L'effet bénéfique des inégalités sur l'environnement serait alors à relativiser.

En second lieu, Wilkinson et Pickett (2009), ainsi que Boyce (2003), posent l'hypothèse qu'une société inégalitaire fragilise la cohésion sociale et la confiance en autrui. Elle réduit ainsi la propension des agents à intégrer un objectif de responsabilité sociale dans leurs choix. Des comportements de civisme tel le tri et, plus généralement, la protection de l'environnement collectif sont donc susceptibles d'en subir les conséquences.

Enfin, (Boyce, 1994) évoque un effet possible des inégalités sur la consommation par le court-termisme à la fois des riches et des pauvres. Ainsi, dans le cas d'une société fortement inégalitaire, parce qu'ils se focaliseraient sur leurs préoccupations matérielles de court-terme, les plus pauvres ne pourraient pas s'intéresser à l'impact de leur consommation sur le long terme. De l'autre côté, les plus riches seraient en situation d'insécurité plus forte (peur du déclassement ou du renversement politique) et donc seraient également plus court-termistes.

En somme, les conséquences possibles des inégalités sur les performances environnementales par la consommation de biens et services sont ambiguës et susceptibles d'avoir d'une part, un effet agrégatif, suivant les pressions marginales liées à la consommation des individus, et d'autre part, un effet social par la modification des normes de consommation. Néanmoins, le niveau de pression environnementale d'une société donnée n'est pas entièrement expliqué par les comportements économiques individuels, mais dépend également des choix en matière de politique environnementale.

#### **1.1.2 Inégalités et détermination de la politique environnementale**

L'influence des inégalités sur l'adoption de politiques environnementales fait également l'objet d'une diversité théorique importante. Les oppositions peuvent se résumer à la manière dont les auteurs répondent à trois questions successives : (1) L'intérêt à la protection de l'environnement varie-t-il selon les groupes sociaux ? (2) Quels groupes sociaux ont une

demande politique de qualité environnementale ? (3) Comment se résout le conflit politique et quel niveau de politique environnementale est alors adopté ?

#### **1.1.2.1 La protection de l'environnement coïncide-t-elle avec les intérêts d'un groupe social particulier ?**

La première question posée consiste à se demander si un groupe social particulier subit un inconvénient net ou tire un bénéfice net à la dégradation de l'environnement. Pour (Roemer, 1993) comme pour Boyce (1994, 2003, 2007), les classes supérieures sont probablement celles dont l'activité de consommation est la plus polluante et dont le revenu dépend le plus de la réduction des coûts de production. De plus, de nombreux éléments de l'environnement ne sont pas des biens publics purs et, en conséquence, ces éléments sont privatisables (Boyce, 2003). Les plus riches peuvent ainsi opérer une substitution des éléments privés de l'environnement à l'environnement public lorsque ce dernier se dégrade. Les classes aisées peuvent ainsi éviter les effets des pressions environnementales à travers le commerce et la ségrégation territoriale (Roca, 2003). Au final, comme leur mode de vie dépendrait de l'exploitation de l'environnement et qu'ils ne subiraient pas la dégradation de l'environnement public, les catégories aisées n'auraient pas intérêt à la préservation de celui-ci. A l'inverse, puisque les ressources naturelles occupent un poste relativement important dans leur budget et parce que leurs possibilités de substitution sont plus limitées, les classes populaires sont celles qui dépendent le plus de la sauvegarde de ces ressources. De plus, elles subissent de manière accrue l'effet des pollutions, comme montré par les travaux concernant la justice environnementale (Bullard, 1990; Emelianoff, 2006; Martinez-Alier, 2002), tout en générant moins de pressions environnementales (cf. 1.1.1.1 de la présente section).

A l'exception de Boyce, les auteurs ne font pas d'hypothèses sur les *intérêts* des individus en fonction de leur niveau de revenu, mais seulement sur les *préférences* de ceux-ci en matière de qualité environnementale, ce qui se traduit par une demande politique de qualité environnementale.

#### **1.1.2.2 Quelles catégories sociales portent une demande politique pour la qualité environnementale ?**

Pour Boyce (1994), l'intérêt se matérialise la plupart du temps par une demande politique correspondante. Dans cette perspective, les classes populaires porteraient donc des politiques de protection de l'environnement, contrairement aux classes aisées. La systématisme de ce

lien n'est pourtant pas évidente. En effet, la médiation entre intérêt et demande politique d'un groupe social donné passe par les idées politiques, non seulement façonnées par l'intérêt du groupe social, mais également ses contraintes matérielles de court terme, et les normes sociales.

Ainsi, certains travaux ne fondent pas leurs hypothèses sur les préférences des groupes sociaux à partir uniquement des intérêts mais aussi à partir des contraintes matérielles de court-terme. Scruggs (1998) justifie une préférence accrue des riches pour l'environnement par la reprise de l'analyse d'Inglehart (1990) sur le post-matérialisme. Dans ce cadre, une fois les contraintes matérielles de court-terme satisfaites, les agents ont tendance à adopter des valeurs post-matérialistes, incluant l'environnementalisme. Reprenant l'analyse de Ng et Wang (1993), Magnani (2000) pose l'hypothèse que le bien-être d'un agent est plutôt basé sur son revenu relatif que sur son niveau absolu. Les agents vont ainsi substituer une demande de politique environnementale à une demande de politique pro-croissance à mesure que leur revenu s'élève par rapport au revenu moyen. De la même manière, (Franzen et Vogl, 2013) mettent en évidence le fait que les inégalités conduisent l'opinion publique à une focalisation sur les problèmes économiques et sociaux au détriment des problèmes environnementaux. Enfin, l'un des obstacles majeurs à l'adoption d'instruments économiques pour réguler les problèmes d'environnement est, selon (Ekins, 1999), l'impact distributif de ces instruments. Ces instruments renchérissent les prix des éléments de l'environnement concernés et ces éléments occupent une part relativement plus importante du budget des ménages pauvres. L'introduction de ces instruments peut donc avoir un effet fiscal socialement régressif, en particulier si des mécanismes compensatoires ne sont pas mis en place (Serret et Johnstone, 2006). Ces considérations mettent l'accent sur le rôle de la contrainte budgétaire des ménages pauvres dans la constitution de la demande de politique environnementale.

L'analyse de (Wilkinson et Pickett, 2009), quant à elle, met en avant le rôle des inégalités dans la formation des normes sociales, et la façon dont ces normes sont susceptibles de façonner la demande politique de protection de l'environnement. En effet, pour ces auteurs, un niveau élevé d'inégalités aggrave les rivalités de statuts sociaux, générant ainsi un renforcement de l'individualisme et du consumérisme. Une politique environnementale renchérissant le prix des biens et services, ou en limitant l'accès, trouvera, de ce fait, moins de support politique. Inversement, les sociétés plus égalitaires constituent des environnements favorables à des niveaux élevés de confiance en autrui, une montée des comportements civiques, et donc un consentement plus large à la politique environnementale. Dans cette

approche, la protection de l'environnement relève de l'intérêt universel et n'est pas associée à une classe en particulier. Pour Roemer (1993), les normes sociales peuvent être imposées par les groupes dominants. Dans ce contexte, les préférences des pauvres sont influencées par l'intérêt des riches. Boyce (1994) reprend cette idée et l'intègre dans sa classification des formes de pouvoir sous le nom de *value power*, c'est-à-dire le pouvoir du groupe social dominant d'influencer les valeurs des autres groupes sociaux.

La demande d'une politique protectrice de l'environnement va ensuite se confronter aux demandes politiques adverses. Ce conflit aura un résultat différent selon le type de système politique qui l'encadre.

### **1.1.2.3 Comment se résout le conflit politique et ainsi quel niveau de politique environnementale est adopté ?**

Pour les auteurs, deux principaux systèmes politiques sont envisagés : la *Power Weighted social decision Rule* (PWR) et la *Simple Majority Rule* (SMR). Roemer (1993) est le premier à utiliser cette distinction pour traiter de la problématique des biens publics. Dans le premier cas, les décisions politiques reflètent d'autant plus la demande politique des classes dominantes que le degré d'inégalités est fort. Dans le second cas, les décisions politiques reflètent la demande du segment médian de l'électorat. Boyce et Scruggs se positionnent sur le premier système, Magnani sur le deuxième.

Pour Boyce (1994), une dégradation de l'environnement peut être générée lorsque ceux qui en bénéficient peuvent imposer le choix de cette dégradation sur ceux qui en subissent les conséquences. Pour cet auteur, le pouvoir du groupe dominant est fondé sur cinq formes de pouvoirs distincts<sup>52</sup>, constitutives du système PWR. Deux types de pouvoir sont particulièrement déterminants ici : le pouvoir de placer la question environnementale dans le débat public (*agenda power*) et le pouvoir de décision (*decision power*). Ainsi, le riche possède un poids accru dans la décision publique s'il peut supporter les coûts de transaction requis pour influencer la décision politique (inégalités de pouvoir et inégalités économiques seraient ainsi parfaitement corrélées). En outre, les catégories aisées, parce qu'elles forment de petits groupes dans des sociétés caractérisées par de fortes inégalités, peuvent se coordonner plus facilement afin de défendre leurs intérêts (Olson, 1965). Plus la différence de

---

<sup>52</sup> Les cinq formes de pouvoir chez Boyce (2003) sont les suivantes : *Purchasing power*, *Decision power*, *Agenda power*, *Value power*, *Event power*.

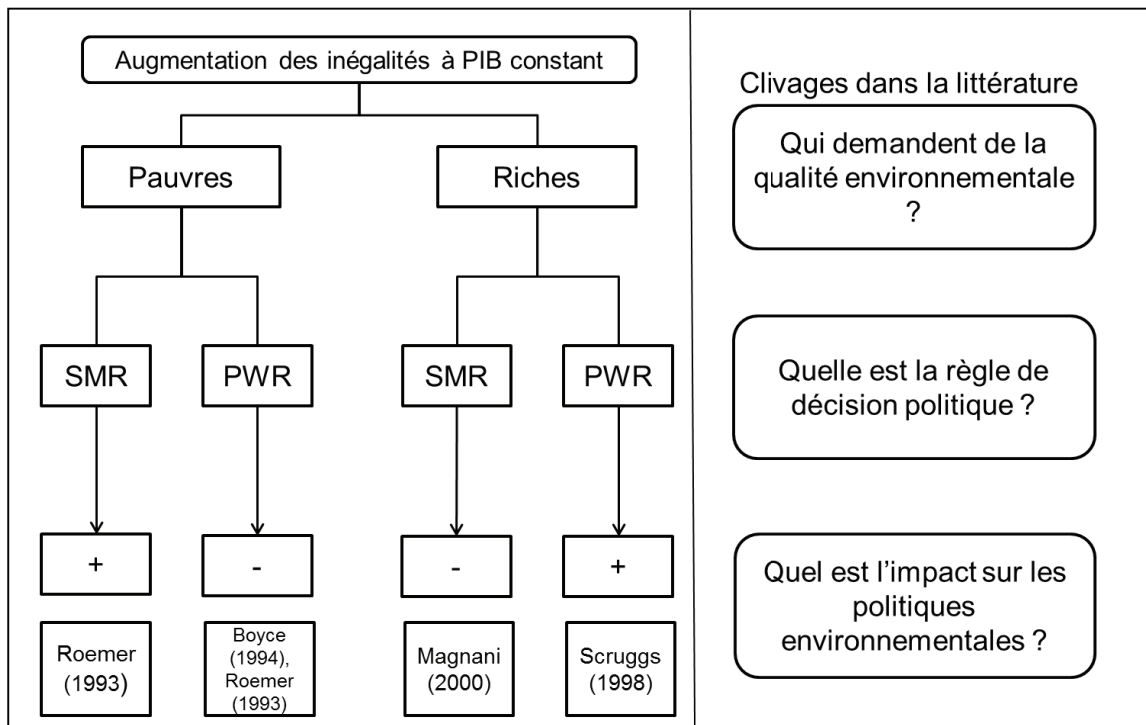
### Chapitre 3

revenu entre riches et pauvres est faible, plus l'intérêt des classes populaires pour une protection de l'environnement accrue peut s'exprimer, donc plus l'environnement est protégé. En partant du même type de système politique, Scruggs (1998) arrive à la conclusion inverse, la protection de l'environnement étant demandée par les classes aisées dans son cas. Ainsi, un plus haut niveau d'inégalités devrait amener ici un plus haut niveau de protection de l'environnement. Magnani (2000), en adoptant le SMR, fait l'hypothèse qu'un segment médian plus riche, se rapprochant du revenu moyen (donc moins d'inégalités) va décider d'un niveau de protection de l'environnement plus strict. Roemer (1993) envisage aussi bien le mécanisme SMR que le PWR, mais considère la protection de l'environnement comme une préoccupation de pauvres.

La Figure 19 synthétise les différents canaux liant inégalités et politique environnementale dans le cas d'une augmentation des inégalités<sup>53</sup>. Ainsi, suivant les réponses concernant les préférences des individus et le système politique de résolution du conflit, les inégalités peuvent avoir des influences contradictoires sur les politiques environnementales. Nous remarquons également que les analyses de Boyce et Magnani, bien qu'adoptant des explications opposées sur les préférences et les systèmes politiques, aboutissent à des conclusions identiques.

---

<sup>53</sup> Le signe des relations est contraire dans le cas d'une diminution des inégalités.



**Figure 19. De la demande politique de qualité environnementale à la politique environnementale : le rôle des inégalités**

Source : Berthe et Elie, 2015.

### 1.1.3 Vue d'ensemble de la structure théorique

La littérature propose des mécanismes théoriques divers et parfois contradictoires pour évaluer l'influence d'une variation des inégalités sur le niveau des pressions environnementales. La Figure 20 donne une vue d'ensemble de ces différents mécanismes (numérotés de (1) à (5) dans la figure). Nous avons vu que l'analyse de la littérature permet d'identifier deux canaux : un lié au comportements économiques des agents, et un autre lié aux choix politiques. De plus, dans chaque canal, une variété de mécanismes est à l'œuvre. Concernant celui de la consommation agrégée, l'effet des inégalités dépend (1) de la forme de la courbe liant revenu individuel et pression environnementale individuelle et (2) de l'effet éventuel des inégalités sur les normes sociales de consommation. L'effet des inégalités sur la protection de l'environnement dépend (3) du fait que la protection de l'environnement coïncide ou non avec l'intérêt d'un groupe social, (4) du fait que l'intérêt de ces groupes entraîne une demande politique correspondante, ce qui passe par le filtre des idées politiques (elles-mêmes plus ou moins adoptées par les groupes sociaux en fonction de leur niveau d'éducation, des normes sociales, de leurs contraintes matérielles à court terme), et (5) de la manière dont ces demandes politiques vont se confronter dans le cadre d'un système politique

particulier.

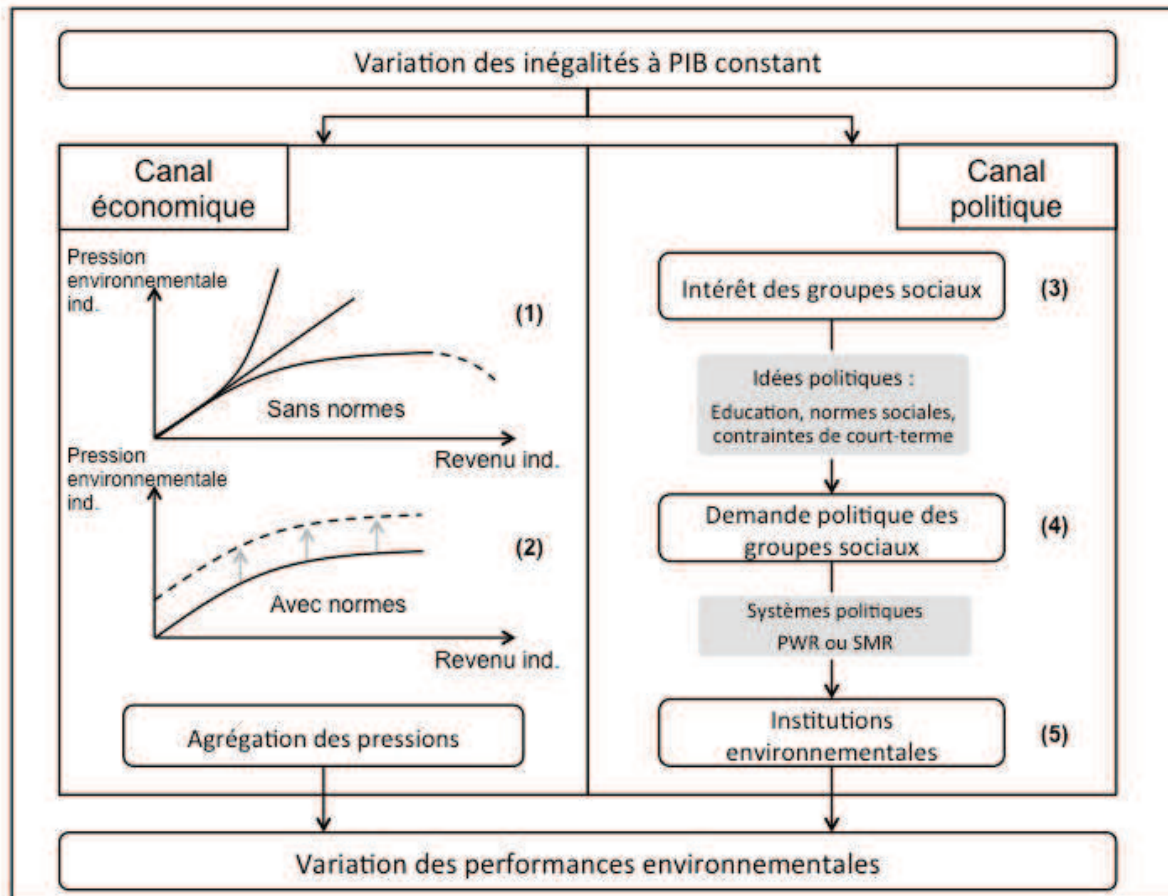


Figure 20. Canaux de transmission entre inégalités et performances environnementales

Source : Berthe et Elie (2015)

Notons que les deux canaux ne sont pas totalement déconnectés. En effet, les politiques environnementales adoptées sont susceptibles d’avoir une influence sur les prix payés par les agents émettant des pressions environnementales. Ce phénomène implique deux conséquences. D’une part, si le vote des groupes sociaux dépend de leurs intérêts pour la mise en place de la politique environnementale, ce vote dépendra de leur niveau de pression environnementale. Inversement, cela signifie également que l’adoption d’une politique environnementale pourra engendrer une variation de la consommation des agents et donc du niveau de pression environnementale incorporée dans celle-ci.

Cette structuration théorique permet de mettre en lumière l’idée que l’étape des tests empiriques doit se réaliser de manière suffisamment fine pour comprendre quels sont les mécanismes permettant d’expliquer au mieux le lien causal entre inégalités économiques et pression environnementale. Or, il se trouve que, dans la majorité des cas, les méthodes utilisées ne permettent d’atteindre cet objectif que de manière très partielle.



## 1.2 Les travaux empiriques permettent-ils de discriminer les mécanismes théoriques ?

La littérature traitant du lien causal entre inégalités et dégradation environnementale a produit de nombreux tests empiriques depuis la fin des années 1990. Après avoir construit un tableau synthétisant les résultats de ces tests (1.2.1), nous proposons d'étudier les éventuelles régularités statistiques permettant une première discrimination des mécanismes théoriques identifiés dans la seconde section (1.2.2). Finalement, ces tests, en occultant les étapes intermédiaires entre inégalités et pression environnementale, ne permettent pas de valider un canal théorique. Nous proposons donc des pistes de recherche afin de prendre en compte la diversité des mécanismes théoriques dans les analyses empiriques (1.2.3).

### 1.2.1 Synthèse des études empiriques

Le Tableau 6 permet une vue d'ensemble des résultats de 14 études économétriques correspondant aux travaux identifiés comme explicatifs d'un niveau de pression ou de politique environnementale par les inégalités économiques<sup>54</sup>.

Ces 14 études économétriques considèrent différentes variables endogènes, ce qui aboutit à l'identification de 41 tests économétriques différents. Les analyses se proposent, en général, de tester la pertinence d'un canal théorique et sont réalisées sur une large variété de variables endogènes et d'échelles spatio-temporelles. Les variables endogènes testées recouvrent différentes pressions, classées dans le tableau des plus globales aux plus locales, et différentes politiques environnementales. La période d'analyse s'étend des années 1960 à la fin des années 2000 et l'échelle spatiale couvre les niveaux régional et national. La majorité des études sont menées sur des comparaisons internationales (31 des 41 tests effectuées). En général, les auteurs mobilisent la forme réduite de la relation caractérisant la courbe de

---

<sup>54</sup> Ces analyses ont été identifiées à l'aide d'un processus en trois étapes. Tout d'abord, l'ensemble des études citées par au moins un des documents que nous considérons comme centraux dans la partie théorique du chapitre ont été examinées. Ces documents centraux sont : Boyce (1994), Heerink *et al.* (2001), Scruggs (1998), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2010). Deuxièmement, toutes les études citant les cinq documents mentionnés ci-dessus ont été examinées par le biais de Scopus jusqu'en Août 2014. Enfin, les références citées par les articles choisis à travers les deux étapes précédentes ont été inspectées. A chacune des trois étapes, des études ont été incluses si elles étaient conformes aux critères suivants : (1) le papier doit être publié dans une revue scientifique à comité de lecture et de langue française ou anglaise ; (2) le papier doit inclure une étude économétrique ; (3) les variables endogènes utilisées doivent être des mesures de pression ou de politique environnementale ; (4) les variables exogènes mobilisées doivent inclure des mesures d'inégalités économiques à l'échelle régionale ou nationale.

Kuznets environnementale (qui inclut revenu moyen par tête et sa forme quadratique) en y ajoutant une variable captant le niveau d'inégalités économiques (ratio 80/20 ou indice de Gini). D'autres études complexifient la forme fonctionnelle de la relation en y intégrant des variables de contrôle supplémentaires<sup>55</sup>.

---

<sup>55</sup> Ces variables peuvent être classées en quatre types, dont les trois premières peuvent s'appliquer à l'ensemble des variables déterminées. Il s'agit de variables : (1) *biophysiques et de pression démographique*: urbanisation (Jun et al., 2011), densité de population (Scruggs, 1998; Torres et Boyce, 1998), population (Mikkelson et al., 2007); (2) *de capital humain, de niveau d'information et de technologie* : nombre d'années d'éducation par habitant (Jun et al., 2011), nombre de journaux vendus annuellement (Bimonte, 2002), dépenses en R&D/PIB (Jun et al., 2011) ; (3) *indicatrices de niveau de liberté et de concentration du pouvoir* (Clément et Meunié, 2010a, 2010b; Torras et al., 2011; Torres et Boyce, 1998) ; (4) *influençant spécifiquement des variables déterminés particulières* : des mesures d'ampleur de la biodiversité pour expliquer la pression sur celle-ci (Holland et al., 2009; Mikkelson et al., 2007; Pandit et Laband, 2009), de consommation d'énergie pour expliquer les émissions de CO2 (Baek et Gweisah, 2013), la production industrielle pour expliquer les rejets polluants industriels (Jun et al., 2011), le type de zone géographique pour expliquer la pollution de l'air (Torras et Boyce, 1998), la R&D verte pour expliquer le nombre de brevets concernant les technologies vertes (Vona et Patriarca, 2011).

Tableau 6. Synthèse des résultats empiriques des études analysant l'effet des inégalités économiques sur les pressions et les

Dependent variable	Geographic scale	Period of analysis	Inequality measure	Relationship inequality/dependent variable
<b>Environmental performance</b>				
<b>General performance</b>				
Ecological footprint	180 countries	1961–2001	Gini	– (2/3)
Emission score (fertilisers, 4 pollutants)	17 OECD countries	1980	Gini	+ (1/2)
Emission score (fertilisers, 4 pollutants)	17 OECD countries	1980	Ratio 80/20	NS
<b>Climate</b>				
Per capita CO <sub>2</sub> emissions	64 countries	1985	Gini	– (1/1)
Per capita CO <sub>2</sub> emissions	83 developing or transition countries	1988–2003	Gini	NS
Per capita CO <sub>2</sub> emissions	United States	1967–2008	Gini	+ (long-run) + (short-run) (1/1)
<b>Air</b>				
Air pollution (smoke)	18–52 cities/19–42 countries	1977–1991	Gini	+ (low income) NS (high income) (1/1)
Industrial gas emissions	Chinese provinces	1996–2008	Gini	– (1/1)
SO <sub>2</sub>	18–52 cities/19–42 countries	1977–1991	Gini	+ (low income) – (high income) (1/1)
Per capita SO <sub>2</sub> in urban zones	31 countries	1985	Gini	NS
SO <sub>2</sub> emissions	83 developing or transition countries	1988–2003	Gini	NS
SO <sub>2</sub>	83 developing or transition countries	1988–2003	Gini	NS
Urban concentrations of SO <sub>2</sub>	25–29 countries (stations)	1979–1990	Gini	NS
Urban concentrations of particulate matter	38 countries	1985	Gini	NS
Particulate pollutants	25–29 countries (stations)	1979–1990	Gini	– (1/1)
Heav particles	18–52 cities/19–42 countries	1977–1991	Gini	– (low income) NS (high income) (1/1)
<b>Water</b>				
Emission of industrial wastewater	Chinese provinces	1996–2008	Gini	– (1/1)
Dissolved oxygen	25–29 countries (stations)	1979–1990	Gini	– (1/1)
Dissolved oxygen	287 stations/58 countries	1977–1991	Gini	+ (low income) NS (high income) (1/1)
Faecal coliforms	25–29 countries (stations)	1979–1990	Gini	NS
Faecal coliforms	288 stations/58 countries	1977–1991	Gini	NS (low income) – (high income) (1/1)
Organic water pollution	83 developing or transition countries	1988–2003	Gini	– (2/6)
Water pollution	83 developing or transition countries	1988–2003	Gini	+ (1/1)
Access to safe water (% pop.)	82 countries	1994	Gini	– (low income) NS (high income) (1/1)
Access to sanitation (% pop.)	79 countries	1994	Gini	NS (low income) NS (high income) (1/1)
Urban population without sanitation	46 countries	1985	Gini	+ (1/1)
Population without safe water	33 countries	1985	Gini	+ (1/1)
<b>Soil</b>				
Soil depletion (nitrogen)	16 countries in Subsaharan Africa	1983	Gini	– (1/1)
Soil depletion (phosphorus)	16 countries in Subsaharan Africa	1983	Gini	– (1/1)
<b>Biodiversity</b>				
Disappearance of forests, in pct.	52 countries	1961–1986	Gini	+ (1/1)
Species under threat (plants, vertebrates)	50 countries	1980–1984	Gini	+ (3/3)
Species under threat (plants, vertebrates)	45 countries	2004 (iv: 1989)	Gini	+ (3/3)
Species under threat (plants, vertebrates)	87 countries	2007 (iv: 1990)	Gini	NS
Decline of residential bird species	45 American States	1966–2005 (iv: 1969)	Gini	+ (3/3)
<b>Environmental policies</b>				
Public spending on environmental R&D	19 OECD countries	1980–1991	Gini	NS
Public spending on environmental R&D	19 OECD countries	1980–1991	Ratio 80/20	+ then – beyond income threshold (3/6)
Per capita public green R&D	OECD countries	1980–2000	Gini	– (2/3)
Public green R&D/total R&D	OECD countries	1980–2000	Gini	– (1/3)
Per capita eco-industry revenues	Europe/USA/Canada	1999–2004	Gini	– (1/1)
Number of environmental PCT/100 inhab.	OECD countries	1980–2000	Gini	– (6/9)
Percentage of protected zones	24 European countries	1996	Gini	NS

Source : Berthe et Elie (2015). Concernant les annotations du tableau : vi : variable instrumentale ; +/-/NS : corrélation ; (./..) : nombre de modèles testés significatifs/nombre total de modèles testés.

### 1.2.2 Apports et limites des régularités statistiques pour identifier les mécanismes théoriques

Dans le 1.1, nous avons identifié et structuré les différents canaux théoriques envisagés par les auteurs de ce champ pour lier inégalités économiques et pressions environnementales. Ces différents canaux produisent des explications permettant d'envisager aussi bien une influence négative ou positive des inégalités économiques sur l'environnement. L'analyse des résultats des travaux économétriques pourrait alors permettre l'identification de régularités statistiques concernant la nature de cette relation et ainsi d'invalider certains mécanismes.

Néanmoins, l'analyse des travaux empiriques, regroupés dans le tableau 6, ne permet pas de faire émerger un lien systématique entre inégalités économiques et environnement. Les résultats dépendent essentiellement des variables endogènes mobilisées. En effet, aucune tendance ne se dégage s'agissant des émissions de dioxyde de carbone et de la pollution de l'air et de l'eau<sup>56</sup>. **En revanche, une relation positive entre niveau d'inégalités et destruction de la biodiversité émerge. De la même manière, le niveau de politiques environnementales de l'environnement paraît s'élever lorsque le niveau d'inégalités décroît.** Ainsi, un premier apport de ces travaux empiriques est de montrer que les effets négatifs des inégalités sur la biodiversité et la politique environnementale semblent plus forts que les effets positifs. Cela pourrait indiquer que, dans ces deux cas, les phénomènes décrits par Boyce (1994), Magnani (2000) ou Wilkinson et Pickett (2009) dominent ceux décrits par Scruggs (1998) et de Heerink *et al.* (2001). En particulier, l'identification d'un effet néfaste des inégalités sur la protection institutionnelle de l'environnement n'apporte pas de support empirique aux mécanismes suggérés par Roemer (1993) et Scruggs (1998) concernant le lien entre inégalités et pressions environnementales par le canal politique (Figure 19).

Un deuxième apport de ces travaux empiriques est de mettre en évidence une diversité de résultats suivant la pression environnementale considérée. Cette diversité indique que **l'effet des inégalités opère différemment en fonction des domaines environnementaux étudiés** et montre donc une réalité plus complexe que celle envisagée par la littérature théorique. En

---

<sup>56</sup> Une seule étude sur l'épuisement des sols est recensée. Celle-ci étant basée sur peu d'observations et étant focalisée sur un contexte très particulier (Afrique subsaharienne), nous ne tirons pas de conclusions concernant cette pression environnementale particulière

effet, cette dernière présente peu de justifications aux différences de résultats entre les domaines environnementaux puisqu'elle considère l'environnement dans sa globalité<sup>57</sup>. Clément et Meunié (2010b) proposent néanmoins un élément permettant d'expliquer les effets différenciés d'impact des inégalités sur les dégradations environnementales. S'inscrivant dans le cadre de Boyce (2008), les auteurs estiment que l'impact négatif des inégalités en termes de pression sera plus important lorsque ces pressions ont des effets localisés, du fait de la capacité des populations aisées à s'en protéger par la ségrégation territoriale. Cela pourrait justifier la concordance des résultats de la littérature concernant la biodiversité. De plus, le fait que les inégalités soient néfastes à la biodiversité et aux institutions environnementales pourrait s'expliquer par une influence plus directe des inégalités sur ces dimensions comparativement aux autres. En effet, une plus grande diversité de déterminants influence les dégradations environnementales lorsqu'elles sont globales. Ainsi, les pollutions globales, par exemple, sont aussi influencées par le système de production, les pays frontaliers et des facteurs climatiques et géographiques. A l'inverse, les pollutions locales et les institutions environnementales ont un éventail de déterminants plus limité et géographiquement circonscrit, ce qui peut impliquer une prédominance du rôle des inégalités. Ce fait pourrait être testé en analysant l'effet du niveau d'inégalités sur des variables plus en amont de la chaîne causale présentée dans la Figure 20. Par exemple, Franzen et Vogl (2013) développent des travaux concernant l'influence des inégalités sur les attitudes environnementales, notamment par des modèles multi-niveaux.

Les résultats précédemment évoqués sont cependant à tempérer étant donné les lacunes statistiques que rencontrent souvent ces études. En effet, ces dernières sont parfois réalisées sur des échantillons suffisamment réduits pour que se pose la question de la fiabilité de leurs résultats. Ceci est particulièrement vrai au regard des travaux de Scruggs (1998), Heerink *et al.* (2001), Bimonte (2002), et Magnani (2000). Ces faiblesses peuvent s'expliquer par le faible recul existant sur les données environnementales, *a fortiori* au moment où ces travaux ont été menés. En plus de cette première lacune, Wilkinson et Pickett (2009) recourent à une approche basée sur des statistiques descriptives qui ne permet pas, entre autres, de contrôler l'influence d'autres variables sur leurs résultats. Enfin, et de manière générale, les variables de contrôle utilisées par cette littérature sont d'une grande hétérogénéité, ce qui peut poser

---

<sup>57</sup> Ce fait peut d'ailleurs apparaître paradoxal étant donné que les tests empiriques n'impliquent presque jamais des indicateurs synthétiques de pressions environnementales (hormis en ce qui concerne les analyses de Scruggs, 1998, et Torras *et al.*, 2011).

problème dans une perspective de comparabilité des résultats (cf. infra).

De manière plus générale, les travaux empiriques, sur ce domaine, ne cherchent pas à montrer la pertinence d'un canal théorique parmi les différents possibles, mais se focalisent uniquement sur l'identification du signe général de causalité entre inégalités et dégradations environnementales. Cette méthode permet d'exclure certaines explications théoriques, mais n'est pas suffisante pour décider du raisonnement le plus pertinent pour décrire la réalité. Nous avons vu que les résultats empiriques de la littérature, lorsqu'ils sont significatifs, valident plutôt l'hypothèse selon laquelle les inégalités seraient vectrices de dégradation environnementale. Cette idée est portée par Boyce (1994), Magnani (2000) ou Wilkinson et Pickett (2009). Néanmoins, ces auteurs justifient cette hypothèse par des mécanismes théoriques divers et potentiellement concurrents. Boyce et Magnani adoptent des raisonnements opposés sur les préférences des agents et le système politique. Wilkinson et Pickett développent une approche située dans un registre différent. En effet, ces derniers conçoivent les inégalités comme déterminant des normes sociales, ne posent pas d'hypothèses quant au système politique, et supposent des préférences individuelles homogènes quelle que soit la position des agents dans la structure sociale (cf. 1.1). Nous pouvons nous demander lequel de ces trois raisonnements détient la plus grande capacité à expliquer les mécanismes dominants à l'œuvre.

#### **1.2.3 Test direct des mécanismes théoriques : quelles possibilités ?**

Pour choisir entre les trois raisonnements développés précédemment, le test direct de la validité des mécanismes théoriques est nécessaire. Pour cela, une première piste consiste à tester les interactions entre les inégalités et d'autres variables d'intérêts. Ce type de tests permet de capter d'éventuels effets différenciés des inégalités suivant différents niveaux de la variable d'intérêt. Par exemple, l'intégration d'un terme d'interaction entre niveau d'inégalités et système politique permet de déceler si l'effet des inégalités se différencie en fonction du type de système politique. Dans cet esprit, et bien que leurs résultats ne fassent pas apparaître de tendance dominante, Torras et Boyce (1998) proposent d'isoler l'effet des inégalités suivant le niveau de richesse des pays considérés<sup>58</sup>. De même, Clément et Meunié (2010b) isolent l'effet des inégalités suivant le régime politique du pays par l'utilisation d'un

---

<sup>58</sup> Les auteurs font ici l'hypothèse que les inégalités de pouvoir sont d'un niveau plus élevé dans les pays à bas revenu.



indice des droits politiques discrétisé. Leurs résultats ne permettent pas de montrer clairement que l'effet des inégalités sur le niveau de pression environnementale dépend du régime politique.

La méthode proposée par (Boyce et al., 1999) est une autre piste pour identifier le canal théorique le plus pertinent. Cette étude est consacrée aux liens entre inégalités économiques, de pouvoir et de déterminants de la santé aux Etats-Unis. Ces auteurs proposent une procédure récursive permettant l'examen empirique de chaque étape de leur modèle théorique. Ils élaborent ainsi un test de quatre équations économétriques successives : (1) les déterminants de la distribution du pouvoir dont les inégalités économiques ; (2) les déterminants de la politique environnementale dont la distribution des pouvoirs ; (3) les déterminants des stress environnementaux dont la politique environnementale ; (4) les déterminants de la santé dont le stress environnemental et la distribution des pouvoirs. Les auteurs parviennent ainsi à valider leur raisonnement théorique. Il faut noter que cela implique de considérer la distribution des pouvoirs comme endogène, contrairement aux méthodes de Torras et Boyce (1998) et de Clément et Meunié (2010b).

Néanmoins, cette étude est marquée, à notre sens, par plusieurs limites. Premièrement, l'analyse est réalisée sur un faible nombre d'observations, en coupe, et ne concerne que les Etats américains, ce qui est susceptible de remettre en cause la portée générale des résultats. Deuxièmement, les auteurs emploient un indicateur de distribution des pouvoirs qui pose question. En effet, le critère de distinction entre les déterminants de la distribution du pouvoir et les variables constitutives de cet indicateur n'est pas explicité. Certaines variables constituant l'indice susnommé pourraient être considérées comme des déterminants de cet indice (le niveau d'étude par exemple). L'opacité de la construction de l'indice de pouvoir et du choix des variables constitutives induit une difficulté à percevoir l'effet isolé des inégalités économiques sur les politiques environnementales. La mobilisation d'autres indicateurs de pouvoir pourrait permettre de vérifier la fiabilité du modèle. Troisièmement, seul le canal politique est envisagé dans cet article. Quatrièmement, les auteurs ne font pas la démonstration empirique de l'hypothèse selon laquelle les pauvres ont un intérêt net à la préservation de l'environnement et que cet intérêt net se transforme mécaniquement en demande politique (cf. section 2.2). Dans tous les cas, ce travail a le mérite de montrer que produire des travaux empiriques récursifs est probablement nécessaire à l'approfondissement de la compréhension du phénomène étudié.

### 1.3 Synthèse de la première section et questions de recherche

Dans cette section, nous avons, d'une part, proposé une synthèse des canaux théoriques pour lier inégalités économiques et les dégradations environnementales. Deux canaux ont été identifiés, l'un portant sur la mise en place de politiques publiques pour la protection de l'environnement, et l'autre portant sur les dégradations environnementales agrégées liées aux comportements économiques des agents. L'élaboration d'un cadre d'analyse confrontant les travaux existants permet de mieux appréhender le phénomène étudié en identifiant les similitudes et les différences des diverses explications. Ce cadre permet de montrer que des explications différentes peuvent conduire à la même conclusion quant à la nature de la relation entre inégalités économiques et environnement.

D'autre part, la plupart des études empiriques n'adoptent pas une approche méthodologique leur permettant d'évaluer la pertinence des différents cheminements théoriques, mais testent seulement l'hypothèse globale du rôle des inégalités sur les performances ou les politiques environnementales. De ce point de vue, deux domaines semblent confirmer l'hypothèse selon laquelle les inégalités engendrent une dégradation de l'environnement : les politiques environnementales et les performances en termes de biodiversité. Cependant, ces lacunes pourraient être comblées en adoptant une approche récursive, ou par une approche mobilisant des effets d'interactions. En effet, les données désormais disponibles permettent, en partie, de relâcher les contraintes des différentes études sur ce plan.

Pour progresser dans la compréhension des mécanismes à l'œuvre dans ce domaine de recherche, il serait nécessaire de rassembler et compléter les analyses traitant des hypothèses successives jalonnant les différents canaux évoqués. Ceci pourrait constituer l'objet d'un programme de recherche dont le but serait de répondre aux cinq questions suivantes :

Du point de vue du canal économique :

1. Quelle est la nature de la relation entre revenu individuel et pression environnementale individuelle ?
2. Comment les inégalités affectent les pressions environnementales agrégées à travers leurs effets sur les normes sociales influençant les comportements économiques individuels ?

Du point de vue du canal politique :



3. Quel est l'intérêt net des classes sociales concernant la protection de l'environnement ?
4. De quelle manière ces intérêts se transforment-ils en positionnements politiques ?
5. Ces positionnements se reflètent-ils dans les décisions politiques ?

Répondre à ces questions devrait permettre de comprendre dans quelle mesure et sous quelles conditions la crise sociale nourrit la crise environnementale. Dans le cadre de notre thèse, répondre aux trois dernières pourrait nous permettre de mieux comprendre la relation entre la diversité des capitalismes et les institutions environnementales. Ces trois questions, liées au canal politique, permettent en effet d'envisager la manière dont les inégalités économiques, en grande partie dépendantes des configurations institutionnelles nationales, vont affecter la forme des DIE. Ainsi, cet effet dépend des intérêts des différents groupes sociaux à la protection de l'environnement, de la manière dont ces intérêts se traduisent par une demande politique correspondante, et du système politique dans lequel ces demandes se confrontent, c'est à dire de l'ampleur des inégalités de pouvoir entre ces différents groupes. Nous pouvons, dès lors, reformuler et préciser ces trois questions, sous forme d'hypothèses à éprouver dans le cadre d'une analyse économétrique visant à progresser dans la compréhension de la relation causale entre inégalités économiques et institutions environnementales. Ces hypothèses, la méthode ainsi que les résultats d'une telle analyse sont présentés à la section suivante.

## **2 L'effet des inégalités sur l'adoption de politiques de protection de l'environnement : une analyse économétrique sur les pays de l'OCDE**

Un des objets de cette thèse est d'explorer les facteurs déterminants les politiques environnementales nationales. Cette section présentera uniquement les résultats empiriques concernant le canal politique présenté dans la section précédente. L'analyse vise à progresser dans l'identification des mécanismes dominant la relation causale entre inégalités économiques et DIE. Nous présentons, en premier lieu, les hypothèses retenues dans le cadre de cette analyse. La méthode, ainsi que les données, sont ensuite exposées. La section se conclut par une présentation des résultats.

## 2.1 Les hypothèses

Nous formulons quatre hypothèses de travail, s'appuyant sur les éléments présentés dans la première section.

***H1 : Les inégalités économiques freinent le développement des DIE.***

En effet, la revue des résultats empiriques exposée ci-dessus (chapitre 3, 1.2.2) montre que, lorsqu'ils sont significatifs, les tests effectués par la littérature concluent à ce que de hauts niveaux d'inégalités économiques nuisent au développement des DIE. Ces résultats viennent en support des analyses de Boyce (1994), de Magnani (2000) et de Wilkinson et Pickett (2010), et conduisent à minimiser la force des phénomènes décrits par Scruggs (1998). Cette première hypothèse permet de vérifier si ce résultat se confirme lorsque sont envisagés d'autres variables endogènes et des échantillons différents.

Mais la nature de cette relation à toutes les chances de dépendre d'éléments contextuels. Ces éléments sont la provenance de la demande de politique de protection de l'environnement et le degré d'inégalités de pouvoir. La Figure 19, qui permet de visualiser quel est l'effet attendu des inégalités sur les DIE en fonction de ces éléments contextuels, sera particulièrement utile, dans cette section, comme aide à l'interprétation. La prise en compte de ces éléments donne donc lieu à deux hypothèses complémentaires.

***H2 : Dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du groupe social d'où provient la demande politique de DIE.***

Comme expliqué dans la section précédente, cet effet sera partiellement conditionné au fait que la demande de DIE est portée par les catégories populaires ou par les classes aisées. En effet, la demande de DIE peut être corrélée positivement ou négativement au revenu. Deux effets sont ici contradictoires : celui de l'intérêt matériel à la protection de l'environnement, qui tend à rendre la corrélation susnommée négative, et celui du post-matérialisme, qui tend à la rendre positive.

La question de l'intérêt différencié des agents à la protection de l'environnement en fonction de leur niveau de revenu est déjà intensivement traitée par une littérature spécifique, qui cherche à déterminer dans quelle mesure il existerait une superposition des inégalités économiques et environnementales (Laurent, 2011), et, de ce fait, un intérêt différencié des

agents, selon leur niveau de revenu, à un haut niveau de protection de l'environnement. Il s'agit du courant de la justice environnementale. Ainsi, selon Boyce (1994), les catégories aisées n'auraient pas intérêt à protéger l'environnement pour les raisons suivantes : le caractère relativement plus polluant de leur consommation ; dans une vision court-termiste, leur revenu dépend de la réduction des coûts de production par la non prise en compte des externalités environnementales ; leur possibilité de substituer des biens environnementaux privés à des biens environnementaux publics, notamment par un phénomène de ségrégation territoriale (Roca, 2003, Emelianoff, 2006). Ce dernier phénomène leur permet d'échapper, en partie, à la dégradation de l'environnement public. A l'inverse, les classes populaires ont un intérêt relatif à la protection de l'environnement du fait du fort contenu en ressources naturelles de leurs budgets, qu'ils subissent de manière accrue les effets de la pollution (Martínez Alier, 2002) et du changement climatique (Olsson *et al.*, 2014), et du fait qu'ils contribuent moins fortement aux pressions environnementales (sur ce dernier point, et s'agissant des émissions de CO<sub>2</sub> : Baiocchi *et al.*, 2010, Chancel et Piketty, 2015). En résumé, il apparaît que la littérature s'intéressant à cette question converge vers l'idée que les catégories populaires ont un intérêt relativement supérieur à la protection de l'environnement. De ce point de vue, nous pouvons considérer l'hypothèse de Boyce (1994) comme compatible avec les conclusions du courant de la justice environnementale.

Ces intérêts différenciés des différents groupes sociaux à la protection de l'environnement se retrouvent éventuellement dans des demandes politiques correspondantes. Nous avons cependant vu qu'il y a de grandes chances que ce passage ne s'opère pas mécaniquement. D'autres effets viennent également modeler la demande politique des groupes sociaux en matière d'environnement, qui dépend également de contraintes matérielles de court terme et des normes sociales (section 1.1.2.2 du présent chapitre). En particulier, un ensemble de phénomènes, décrits sous la notion de post-matérialisme, viennent potentiellement contrebalancer l'effet de l'intérêt des groupes sociaux dans la formation de leur demande de politique environnementale. Ces phénomènes peuvent impliquer que la demande de protection de l'environnement est plus présente au sein des catégories aisées qu'au sein des catégories populaires, et ce malgré un intérêt accru de celles-ci à protéger l'environnement. La balance entre les phénomènes impliquant une relation négative entre niveau de revenu et demande de politique environnementale, et ceux impliquant une relation positive entre ces deux variables, est susceptible de varier dans l'espace et le temps. Il en résulte que cette demande peut provenir de groupes sociaux différents selon les contextes spatio-temporels.

### Chapitre 3

Dans les cas où l'effet des intérêts est dominant, la demande de DIE provient plutôt des catégories populaires. Les mécanismes liant inégalités économiques et politiques environnementales sont alors ceux décrits par Boyce (1994) et/ou Roemer (1993). Dans les cas où l'effet du post-matérialisme est dominant, la demande de DIE provient plutôt des catégories aisées. Les mécanismes liants inégalités économiques et politiques environnementales sont alors ceux décrits par Scruggs (1998) et/ou Magnani (2000).

Ainsi, le test de l'effet de l'inégalité sur les DIE en fonction de contextes différenciés de provenance de la demande politique de DIE permettrait de savoir :

- quel mécanisme, parmi ceux décrits par Boyce et Roemer, est dominant dans le contexte où la demande politique de protection de l'environnement est anti-corrélée au revenu des agents ?

- quel mécanisme, parmi ceux décrit par Scruggs et Magnani, est dominant dans le contexte d'une demande politique corrélée au revenu des agents ?

***H3 : Dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du niveau d'inégalités de pouvoir qui caractérise cette société.***

L'effet des inégalités économiques sur les DIE va également dépendre du système politique dans lequel s'opère cet effet (Figure 19). En particulier, il s'avère que le niveau d'inégalités économiques n'est pas nécessairement corrélé au niveau d'inégalités de pouvoir (Scruggs, 1998). Dans un contexte de fortes inégalités de pouvoir (faible niveau de démocratie), la décision politique s'oriente vers un niveau et une forme de DIE en conformité avec les demandes politiques des classes aisées. Les mécanismes dominants à l'œuvre sont alors ceux décrits par Scruggs (1998), si la demande politique de DIE est corrélée avec le revenu des agents, ou Roemer (1993) et Boyce (1994), dans le cas contraire. Dans ce cadre, le raisonnement de Scruggs (1998) trouvera un support empirique si l'inégalité entretient une relation positive avec l'ampleur de l'utilisation des DIE, et le raisonnement de Boyce (1994) et de Roemer (1993) trouvera un support dans le cas d'un résultat contraire. Dans le cas de faibles inégalités de pouvoir (haut niveau de démocratie), la décision politique s'oriente vers un niveau et une forme de DIE en conformité avec la demande politique des classes moyennes et populaires. Les mécanismes à l'œuvre sont alors ceux décrits par Roemer (1993), si la demande politique de DIE est anti-corrélée avec le revenu des agents. Une relation constatée entre inégalités et ampleur des DIE négative vient en support de ce

raisonnement. Dans le cas contraire, le mécanisme à l'œuvre est celui décrit par Magnani (2000), pour laquelle la demande politique de DIE est corrélée avec le revenu des agents.

Ainsi, le test de l'effet de l'inégalité sur les DIE en fonction de contextes différenciés de niveau de démocratie permettrait de savoir :

- quel mécanisme, parmi ceux décrits par Boyce/Roemer et Scruggs, est dominant dans les cas où le niveau d'inégalités de pouvoir est élevé ?

- quel mécanisme, parmi ceux décrits par Roemer et Magnani, est dominant dans le contexte d'un faible niveau d'inégalités de pouvoir ?

Au total, comme il apparaît que l'effet des inégalités économiques dépend de la nature de la relation entre revenu individuel et demande de DIE, et des contextes politiques, il est pertinent de pratiquer une analyse économétrique tenant compte de ces effets contextuels afin de mieux comprendre le phénomène. Une dernière hypothèse est cependant envisageable.

***H4 : La nature de la relation entre le niveau d'inégalités économiques et l'ampleur de l'utilisation des DIE dépend du type et du périmètre de ces DIE.***

Une partie des divergences concernant l'explication théorique de la relation susnommée est basée sur le fait que la demande de politiques environnementales n'est pas homogène en fonction des groupes sociaux, puisqu'elle provient des catégories aisées pour certains (Scruggs, Magnani) et des catégories populaires pour d'autres (Boyce, Roemer). Ainsi, la demande politique de protection de l'environnement peut refléter l'intérêt accru des groupes sociaux défavorisés à protéger l'environnement. Mais ceux-ci, pour des raisons de contraintes matérielles de court terme ou d'information imparfaite peuvent être associés à de faibles niveaux relatifs de demande de protection de l'environnement.

Mais il s'avère que l'ampleur des différences d'intérêt relatif des groupes sociaux à la protection de l'environnement pourrait s'avérer variable selon (1) la possibilité des catégories les plus aisées de se protéger des effets des dégradations de l'environnement et (2) la forme qu'est susceptible de revêtir cette protection. Ainsi, les DIE portant sur les dégradations de l'environnement ayant des effets globaux et peu prévisibles sont susceptibles d'être davantage en conformité avec les intérêts des catégories aisées que ceux portant sur les dégradations ayant des effets locaux et prévisibles. Dans de tels cas, l'ampleur des différences d'intérêt relatif des groupes sociaux est plus resserrée. De la même manière, et comme déjà évoqué

dans le chapitre 2, l'intérêt des groupes sociaux à la mise place de DIE peut varier selon la forme que celui-ci revêt. Comme ils ont été, dans la grande majorité des cas, appliqués sans recherche de compensation de leurs effets socialement régressifs, la mise en place d'instruments économiques serait alors davantage en conformité avec les intérêts des catégories aisées que la mise en place d'instruments réglementaires. Le raisonnement symétrique peut être mené concernant la relation entre intérêt des classes populaires et type de DIE. En effet, en raison de l'effet distributif des instruments économiques de gestion des problèmes environnementaux, l'effet de la contrainte matérielle de court terme se trouve exacerbé lorsqu'il s'agit de la demande de ce type d'instrument. Nous nous attendons ainsi à ce que, si l'effet décrit par Scruggs (1998) domine, c'est à dire si les inégalités accroissent l'importance de la politique environnementale dans les contextes où les catégories supérieures concentrent la demande de politique environnementale et le pouvoir, cet effet apparaisse plus nettement s'agissant de cette variable d'instrument économique. A l'inverse, si les effets décrits par Boyce (1994) ou Magnani (2000) dominant, ils apparaîtront plus nettement concernant des instruments réglementaires, ce type d'instruments ne générant pas les effets distributifs susnommés.

Ainsi, comme l'ampleur des différences d'intérêt relatif des groupes sociaux à protéger l'environnement dépend du type et du périmètre des DIE, la relation entre inégalités économiques et DIE est susceptible de varier en fonction de ces paramètres. Il en résulte que l'interprétation des résultats devra nécessairement tenir compte de ces aspects. En particulier, il semble pertinent de savoir dans quelle mesure la relation entre inégalités et DIE varie selon que ces derniers sont des instruments économiques ou des instruments réglementaires.

## 2.2 Eléments de méthode

### 2.2.1 Démarche

La méthode utilisée suit, plus précisément, la procédure suivante :

\* **Test de H1** : Des modèles de base permettent la vérification que les inégalités ont bien un effet négatif sur les politiques environnementales comme le suggère la littérature empirique (Magnani, 2000 ; Vona et Patriarca, 2011).

La stratégie empirique, reprend ici celle adoptée par Magnani (2000), puis Vona et Patriarca

(2011), qui utilisent la forme réduite de la relation caractérisant la courbe environnementale de Kuznets. La variable endogène est un indicateur synthétique reflétant l'utilisation des DIE, ou d'un type de DIE particulier (sur son principe de fonctionnement ou son périmètre d'application). La variable exogène d'intérêt est un indicateur d'inégalités économiques. Les variables exogènes de contrôle incluent le revenu moyen par tête et sa forme quadratique, respectivement codés PIB et PIB<sup>2</sup>.

Le niveau de richesse monétaire moyen d'un pays donné est supposé entretenir une relation positive avec la rigueur de la politique environnementale. En effet, les dommages issus des pressions environnementales sont susceptibles de devenir des priorités lorsque les besoins fondamentaux sont satisfaits et ainsi que l'application d'une réglementation environnementale peut être effectuée avec une contrainte budgétaire moins stricte (cf. par exemple, Dasgupta et al., 2002). Cela dit, comme nous concentrons notre analyse sur les pays de l'OCDE, dont la plupart se trouvent à des niveaux de richesse importants, il est attendu que cette variable de contrôle puisse n'avoir qu'un effet mineur, voire pas du tout d'effet, sur les variables dépendantes.

Nous complétons le jeu de variables explicatives par la densité de population et une variable de tendance temporelle. La densité de population est supposée refléter les pressions environnementales locales et avoir une incidence sur le degré de la conscience des limites naturelles. Les grands pays peu densément peuplés sont ainsi susceptibles de présenter une large biocapacité, rendant moins urgent, pour les populations locales, la résolution des problèmes environnementaux (cf. par exemple Scruggs, 2003, p. 9). La variable de tendance temporelle permet de contrôler que la relation observée entre le niveau d'inégalités et la variable dépendante ne soit pas lié à une liaison de ces deux variables avec d'autres processus liés à la tendance temporelle.

\* **Test de H2** : Nous ajoutons, aux modèles de bases, des variables d'interaction permettant d'évaluer le rôle des inégalités selon la préférence environnementale relative des catégories aisées.

La liaison entre le niveau de revenu des agents et la demande de politiques environnementales est variable dans le temps et l'espace ; nous créons à cette occasion deux indicateurs macroéconomiques de demande relative de politique environnementale des catégories aisées. Ceux-ci permettent l'utilisation de variables d'interaction mobilisant ces indicateurs et celui d'inégalités. Ces variables d'interaction permettent de connaître l'effet du niveau d'inégalités

sur les DIE en fonction de la relation observée entre revenu et demande de politique environnementale dans un contexte spatio-temporel donné.

Pour chacune de ces deux variables, une variable de contrôle est introduite dans les régressions. Elle concerne le niveau national de demande de politique environnementale. Elle est construite à partir des mêmes données que la variable de demande relative de politique environnementale des catégories aisées correspondante. En effet, une variation du niveau de demande de politique environnementale d'une partie de la population est susceptible à la fois d'entraîner une variation de la valeur que prend la variable de demande politique relative des riches, et de celle de niveau national de demande politique. Lorsque la première variable est introduite de manière isolée dans la régression, son coefficient est donc susceptible de capter une partie de l'effet de la seconde sur la variable dépendante. L'introduction de cette seconde variable dans la régression permettra ainsi d'isoler l'effet de la première et de l'effet d'interaction mobilisant celle-ci.

\* **Test de H3** : Nous ajoutons, aux modèles de base, des variables d'interaction permettant d'évaluer le rôle des inégalités économiques dans l'utilisation des DIE selon le niveau d'inégalités de pouvoir.

La question du rôle du poids relatif des groupes sociaux dans le processus de décision est également traitée en variable d'interaction. Elle permettra de connaître l'effet du niveau d'inégalités selon un contexte politique donné, c'est à dire le niveau d'inégalités de pouvoir (selon un axe allant de du SMR à PWR).

\* **Test de H4** : Les trois hypothèses précédentes sont testées sur une gamme étendue d'indicateurs de DIE. En particulier, des indicateurs reflétant le niveau d'utilisation des instruments règlementaires et des instruments économiques sont pris en compte. Les interprétations des résultats portant sur les autres hypothèses devront tenir compte de ces différences.

### 2.2.2 Modèles économétriques utilisés

A chaque étape, cinq types de modèle économétrique sont utilisés. La dimension de panel est prise en compte par l'utilisation de modèles à effet fixes et aléatoires. Les effets temporels et individuels sont alternativement intégrés aux modèles, mais ne sont pas intégrés simultanément pour que ceux-ci conservent leur caractère parcimonieux, c'est à dire pour ne



pas réduire de manière trop importante le degré de liberté des estimations. En outre, cette intégration alternative permet le test de la relation entre variables selon que l'accent est mis sur la variabilité temporelle ou interindividuelle des données.

Le modèle empilé, avec contrôle de l'hétéroscédasticité de panel<sup>59</sup> et tendance temporelle (**ME**), ne prend pas en compte les caractéristiques inobservées des pays et des années considérés. Les modèles à effets fixes individuels (**MEFI**) et à effets aléatoires individuels (**MEAI**) expliquent principalement la variance intra-individuelle de la variable dépendante. Donc, pour expliquer la variable dépendante, l'estimation tient seulement compte de l'évolution de la variable dépendante dans chaque pays. Enfin, les modèles à effets fixes temporels (**MEFT**) et à effets aléatoires temporels (**MEAT**) expliquent seulement la variance inter-individuelle. L'utilisation de ce dernier type de modèle, bien que peu répandue dans la littérature, trouve ici sa pertinence en ce qui concerne la variable SPE et ses deux constituants. Leurs niveaux élevés de variance intra-individuelle indique, en effet, un rôle potentiellement important du temps dans leur variabilité (cf. Tableau 7). Nos résultats confirment d'ailleurs que les modèles à effets temporels ne sont pertinents que pour ces trois variables.

\* Lors de l'étape de **test de H1**, l'expression du modèle empilé est donnée par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \beta_5 t + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

Avec *IE* le niveau de l'indicateur de politique environnementale, *PIB* le PIB par habitant, *GINI* l'indice de Gini, mesurant le niveau d'inégalité, *Densité* la densité de population et *t* la tendance temporelle.

Le coefficient attribué à la variable de tendance temporelle,  $\beta_5$ , représente la vitesse à laquelle la valeur de la variable dépendante varie, en moyenne, au cours de la période de temps.

L'expression du modèle à effets fixes individuels, quant à elle, est donnée par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \beta_5 t + \alpha_i + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

Les effets fixes sont des constantes à estimer spécifiques aux pays ( $\alpha_i$ ) qui captent l'influence des caractéristiques non observables constantes dans le temps. L'estimateur du modèle à

---

<sup>59</sup> C'est à dire que nous corrigeons ici l'hétéroscédasticité par groupe et présentons donc des résultats robustes par groupes (cluster-robust standard errors).

effets fixes est l'estimateur intra-individuel qui est équivalent aux moindres carrés ordinaires appliqués au modèle en écarts aux moyennes individuelles.

Celle du modèle à effets fixes temporels, par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (3)$$

Les effets fixes sont ici des constantes à estimer spécifiques aux années ( $\lambda_t$ ) qui captent l'influence des caractéristiques non observables constantes entre individus. L'estimateur du modèle à effets fixes est l'estimateur intra-individuel qui est équivalent aux moindres carrés ordinaires appliqué au modèle en écarts aux moyennes temporelles (Bourbonnais, 2015, p. 276; Cadoret et al., 2009, p. 355).

L'expression du modèle à effets aléatoires individuels est donnée par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \beta_5 t + u_i + \varepsilon_{it} \quad (4)$$

Ici, les effets individuels sont supposés être aléatoires ( $u_i$ ). Comme ce type de modèle introduit une forme particulière d'autocorrélation des résidus, il est estimé par les moindres carrés généralisés.

Celle du modèle à effets aléatoires temporels, par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + v_t + \varepsilon_{it} \quad (5)$$

Ici,  $v_t$  désigne les effets aléatoires temporels.

\* Lors de l'étape de **test de H2**, nous reprenons ici les spécifications précédentes en intégrant, parmi les variables exogènes, une variable d'interaction entre le niveau d'inégalités et la demande relative de politique environnementale des catégories aisées. Ces deux variables sont construites à partir d'une mesure de la corrélation entre revenu individuel et demande de politique environnementale. L'une porte sur la demande de taxes environnementales (ce qui donne la variable PTAXENV) et l'autre sur la demande de protection de l'environnement au détriment de la croissance (ce qui donne la variable PCROENV). La section suivante (2.3) et l'Annexe A détaille la construction de ces variables.

L'expression du modèle empilé est donnée par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \beta_5 PENV_{it} + \beta_6 (GINI * PENV)_{it} + \beta_7 VENV_{it} + \beta_8 t + \varepsilon_{it} \quad (6)$$

### Chapitre 3

Avec  $PENV$  une des deux variables de niveau de demande relative de politique environnementale des catégories aisées (PTAXENV ou PCROENV), et  $VENV$  le niveau national de demande de politique environnementale (VTAXENV ou VCROENV).

Les modèles à effets fixes et aléatoires suivent des spécifications identiques, à l'exception des particularités évoquées précédemment.

\* Lors de l'étape de **test de H3**, l'ajout variable d'interaction permet d'évaluer le rôle des inégalités sur les politiques environnementales selon que ce phénomène s'inscrit dans des contextes présentant des degrés d'inégalités de pouvoir différenciés.

L'expression du modèle empilé est alors donnée par :

$$IE_{it} = \beta_0 + \beta_1 GINI_{it} + \beta_2 PIB_{it} + \beta_3 PIB_{it}^2 + \beta_4 Densité_{it} + \beta_5 TIHR_{it} + \beta_6 (GINI * TIHR)_{it} + \beta_7 t + \varepsilon_{it} \quad (7)$$

Avec  $TIHR$  désignant notre variable supplétive d'inégalités de pouvoir, à savoir le taux d'imposition sur les hauts revenus (cf. section 2.3). Les modèles à effets fixes et aléatoires suivent des spécifications identiques, à l'exception des particularités déjà évoquées.

\* A chaque étape, le choix des modèles les plus pertinents s'opère à l'aide de trois tests :

Le *test de Fisher* d'absence de spécificité individuelle, basé sur la comparaison de la somme des carrés des résidus des modèles empilés et à effets fixes, permet de savoir lequel de ces deux types de modèles est à retenir. Une valeur p inférieure à 0,05 conduira au rejet de l'hypothèse  $H_0$  d'absence de spécificité individuelle, et donc au choix du modèle à effets fixes.

Le *test de Breusch-Pagan* d'absence d'effets aléatoires permet le choix entre le modèle empilé et le modèle à effets aléatoires. De la même façon que lors du test précédent, une valeur p inférieure à 0,05 conduira au rejet de l'hypothèse  $H_0$  d'absence de spécificité individuelle, et donc au choix du modèle à effets aléatoires.

Enfin, le *test d'Hausman*, évaluant le respect de l'hypothèse de non corrélation des effets aux variables exogènes liée au modèle à effets aléatoires, permet de choisir entre ce dernier et le modèle à effets fixes. Ici, une valeur p inférieure à 0,05 conduira à considérer les deux modèles comme pertinents. Une valeur p supérieure à 0,05 conduira à privilégier le modèle à effets fixes.

Tableau 7. Résumé du jeu de variables

Variable		Mean	Std. Dev.	Min	Max	Observations	Variable	Mean	Std. Dev.	
<b>GINI</b>	overall	.3033712	.054493	.209	.519	N = 361	<b>TAXENV</b>	overall	2.342762	.9546405
	between		.0644487	.2302778	.508	n = 35		between		.8443782
	within		.0135169	.2644823	.3654823	T = 10.3143		within		.4649341
<b>Temps</b>	overall	2002	7.214539	1990	2014	N = 1050	<b>RDPEENV</b>	overall	2.492621	1.888546
	between		0	2002	2002	n = 42		between		1.534685
	within		7.214539	1990	2014	T = 25		within		1.299565
<b>PIB</b>	overall	23.28846	12.54697	1.300497	73.25904	N = 1007	<b>VTAXENV</b>	overall	60.06691	10.96482
	between		12.09034	2.740642	59.74449	n = 42		between		8.837968
	within		3.830555	6.523067	36.80302	T = 23.9762		within		7.03595
<b>Densité</b>	overall	-30.024	709.4206	-4687.488	513.6563	N = 934	<b>VCROENV</b>	overall	58.35232	10.70487
	between		685.0204	-3508.366	484.728	n = 42		between		9.2004
	within		110.4337	-1209.146	1522.745	T = 22.2381		within		6.967974
<b>SPE</b>	overall	1.909357	1.00482	.15625	4.675	N = 511	<b>PTAXENV</b>	overall	.0173212	.0152486
	between		.6562438	.6203125	3.228977	n = 26		between		.0108569
	within		.8158919	-.2267846	4.225117	T = 19.6538		within		.0105832
<b>SPER</b>	overall	2.236791	1.206451	0	5.5	N = 511	<b>PCROENV</b>	overall	.0094201	.0171882
	between		.7005199	.8	3.527174	n = 26		between		.0111012
	within		.9815992	-.4371224	5.253095	T = 19.6538		within		.0139945
<b>SPEE</b>	overall	1.539569	1.015009	.0625	4.1	N = 598	<b>TMIHR</b>	overall	41.00783	9.718643
	between		.635647	.4586957	2.653261	n = 26		between		8.633256
	within		.8006785	-.5816263	3.747721	T = 23		within		4.687103
<b>AIRPRO</b>	overall	13.75221	8.349625	.9018825	54.50861	N = 924	<b>TSIHR</b>	overall	43.10576	9.326837
	between		7.311402	1.889393	38.99501	n = 42		between		8.612039
	within		4.180417	3.020763	54.19272	T = 22		within		3.855209

Tableau 8. Corrélations par paires

	GINI	Temps	PIB	Densité	SPE	SPER	SPEE	AIRPRO	TAXENV	RDPENV	VTAXENV	VCROENV
<b>GINI</b>	<b>1.0000</b>											
<b>Temps</b>	<b>0.1485*</b>	<b>1.0000</b>										
<b>PIB</b>	<b>-0.2220*</b>	<b>0.2554*</b>	<b>1.0000</b>									
<b>Densité</b>	<b>0.0368</b>	<b>-0.0162</b>	<b>-0.1562*</b>	<b>1.0000</b>								
<b>SPE</b>	<b>-0.1656*</b>	<b>0.7219*</b>	<b>0.4505*</b>	<b>0.0157</b>	<b>1.0000</b>							
<b>SPER</b>	<b>-0.2537*</b>	<b>0.6593*</b>	<b>0.4471*</b>	<b>0.0187</b>	<b>0.9168*</b>	<b>1.0000</b>						
<b>SPEE</b>	<b>-0.0314</b>	<b>0.6102*</b>	<b>0.2998*</b>	<b>0.0155</b>	<b>0.8824*</b>	<b>0.6210*</b>	<b>1.0000</b>					
<b>AIRPRO</b>	<b>-0.0732</b>	<b>0.2848*</b>	<b>0.1812*</b>	<b>-0.0746*</b>	<b>0.2936*</b>	<b>0.2588*</b>	<b>0.2965*</b>	<b>1.0000</b>				
<b>TAXENV</b>	<b>-0.5432*</b>	<b>-0.0064</b>	<b>0.2490*</b>	<b>0.0238</b>	<b>-0.0167</b>	<b>0.0828</b>	<b>-0.1495*</b>	<b>-0.1488*</b>	<b>1.0000</b>			
<b>RDPENV</b>	<b>-0.0973</b>	<b>0.1204*</b>	<b>-0.1140*</b>	<b>-0.0180</b>	<b>-0.0423</b>	<b>-0.0539</b>	<b>0.0074</b>	<b>0.0992*</b>	<b>-0.0556</b>	<b>1.0000</b>		
<b>VTAXENV</b>	<b>0.0028</b>	<b>-0.3318*</b>	<b>-0.1056</b>	<b>-0.0700</b>	<b>-0.3664*</b>	<b>-0.2985*</b>	<b>-0.3202*</b>	<b>-0.3981*</b>	<b>0.0905</b>	<b>-0.2313*</b>	<b>1.0000</b>	
<b>VCROENV</b>	<b>0.1505</b>	<b>-0.0297</b>	<b>0.1953*</b>	<b>-0.1419*</b>	<b>-0.1313</b>	<b>-0.0813</b>	<b>-0.1314*</b>	<b>-0.2399*</b>	<b>-0.0744</b>	<b>0.0359</b>	<b>0.5322*</b>	<b>1.0000</b>
<b>PTAXENV</b>	<b>-0.0435</b>	<b>0.0755</b>	<b>-0.1101</b>	<b>0.1507*</b>	<b>0.1323</b>	<b>0.0734</b>	<b>0.1541*</b>	<b>-0.1138</b>	<b>0.2158*</b>	<b>-0.0091</b>	<b>-0.2719*</b>	<b>-0.0000</b>
<b>PCROENV</b>	<b>-0.0353</b>	<b>-0.3005*</b>	<b>-0.0804</b>	<b>-0.1498*</b>	<b>-0.2260*</b>	<b>-0.2075*</b>	<b>-0.1803*</b>	<b>-0.0369</b>	<b>-0.1653*</b>	<b>0.1213</b>	<b>-0.1017</b>	<b>-0.0000</b>
<b>TMIHR</b>	<b>-0.0573</b>	<b>-0.0723</b>	<b>0.3364*</b>	<b>-0.0957*</b>	<b>0.1396*</b>	<b>0.2141*</b>	<b>-0.0022</b>	<b>-0.2030*</b>	<b>0.2688*</b>	<b>-0.1719*</b>	<b>0.0208</b>	<b>0.0000</b>
<b>TSIHR</b>	<b>-0.1488*</b>	<b>-0.1069*</b>	<b>0.3590*</b>	<b>-0.0352</b>	<b>0.1382*</b>	<b>0.2145*</b>	<b>0.0066</b>	<b>-0.1340*</b>	<b>0.2909*</b>	<b>-0.2392*</b>	<b>0.1244</b>	<b>0.0000</b>

\* p<0.10

## 2.3 Indicateurs et données utilisées

L'analyse porte sur la période 1990-2012 et sur les 34 pays de l'OCDE, dont la liste, ainsi que les codes correspondants, peuvent être trouvés à l'annexe F. Le Tableau 7 résume le jeu de variables utilisées, et précise, pour chaque variable, sa moyenne, son écart-type, les valeurs minimales et maximales qu'elle adopte et le nombre d'observations qui lui sont liées. Le même tableau précise également les niveaux de variance inter-individuelle (*between*) et intra-individuelle (*within*) associés à chacune des variables. Le Tableau 8, quant à lui, présente les corrélations par paire de variables.

### \* Indicateur d'inégalités économiques utilisé

Nous utilisons le coefficient de Gini (**GINI**) comme variable de mesure des inégalités de revenu. Rappelons que ce coefficient est basé sur une comparaison des proportions cumulatives de la population par rapport aux proportions cumulatives du revenu qu'elles reçoivent. Sa valeur varie entre 0, dans le cas d'une parfaite égalité de ces deux proportions, et 1 dans le cas où l'inégalité est parfaite. Les données proviennent de la base de données de l'OCDE.

Nous choisissons le Gini après taxes et transferts, c'est à dire celui basé sur le revenu disponible, dans le but de prendre en compte les différences de politiques fiscales et de régimes d'Etats providence. La définition retenue est celle de l'année 2011, ce qui nous permet de maximiser notre nombre d'observations. Notons que le niveau de corrélation entre les différents indices de Gini post-redistribution disponibles<sup>60</sup> est très élevé. Ceci indique que nos résultats ne sont pas susceptibles de varier significativement en fonction de l'indice choisi. Cf. Tableau 9.

**Tableau 9. Corrélations par paire des coefficients de Gini post-redistribution alternatifs**

	gini_2012	gini_2011	gini_lis
gini_2012	1.0000		
gini_2011	0.9947*	1.0000	
gini_lis	0.9841*	0.9722*	1.0000

<sup>60</sup> gini\_2012 : définition OCDE 2012; gini\_2011 : définition OCDE 2011; gini\_lis : Luxembourg Income Study. \* p<0.10.

*\* Les indicateurs permettant la comparaison des politiques environnementales nationales dans le temps et l'espace.*

La littérature empirique utilise, pour caractériser les politiques environnementales, le pourcentage de surface dédiée aux aires protégées et dépenses publiques de R&D en matière environnementale. La relation entre aires protégées et niveau d'inégalités apparaît non significative (Bimonte, 2002). Cependant, la relation entre dépenses publiques de R&D en matière environnementale et le niveau d'inégalités est négative lorsqu'elle est significative (Magnani, 2000 et Vona et Patriarca, 2011). Il semble donc important d'évaluer si ces relations tiennent lorsque qu'elles sont analysées avec un échantillon différent de pays et de périodes. D'autre part, nous cherchons à vérifier la robustesse des résultats obtenus sur d'autres types de variables indicatrices de DIE : l'indice de sévérité des politiques environnementales de l'OCDE, les deux variables synthétiques constituant cet indice, et le niveau des recettes des taxes environnementales.

L'indicateur de surface des aires protégées (**AIRPRO**) choisi est celui de la part de la surface des aires naturelles terrestres protégées dans la surface terrestre nationale totale, de la Banque Mondiale. Selon cette dernière, « Les aires naturelles protégées à l'échelle nationale sont des zones protégées en partie ou entièrement et d'au moins 1000 hectares qui sont désignées comme des réserves scientifiques à accès public limité, comme les parcs nationaux, les monuments nationaux, les réserves naturelles ou les refuges fauniques, les paysages terrestres protégés et des aires gérées principalement pour en assurer une utilisation durable. Les zones marines, les zones non classifiées, les zones littorales (intertidales) et les sites protégés par des lois locales ou provinciales sont exclus » (The world Bank, s. d.).

Les données liées à la variable de dépenses publiques de recherche et développement en matière environnementale (**RDPENV**) sont issues de la *Green Growth Indicators Database* (OCDE, 2015). Ces dépenses sont définies par l'OCDE comme l'ensemble des crédits gouvernementaux ou des dépenses de recherche et développement ayant un objectif environnemental, selon la classification décrite par la NABS 2007 (Nomenclature for the Analysis and Comparison of Scientific Programmes and Budgets). L'indicateur est exprimé en pourcentage du total des dépenses publiques de recherche et le développement.

Nous utilisons l'indice de *sévérité des politiques environnementales* (**SPE**) de Botta et Koźluk

(2014), dont les données sont disponibles pour 24 pays de l'OCDE sur la période 1990-2012. Il s'agit d'un indice composite variant de 0 à 6, des valeurs élevées indiquant une forte rigueur de la politique environnementale, et couvrant principalement les politiques s'appliquant aux secteurs de l'énergie et des transports, et donc aux problèmes du climat et de la pollution de l'air. Mais il semble être une bonne variable supplétive de la rigueur de la politique environnementale globale (Botta et Koźluk, 2014). La construction de l'indice est basée sur la taxonomie de Serres et al. (2010). Il est, plus précisément, constitué des éléments suivants :

- niveau d'utilisation des instruments économiques (**SPEE**) dont le but est d'attribuer un prix explicite aux externalités environnementales : taxes (sur le CO<sub>2</sub>, le SO<sub>x</sub>, le NO<sub>x</sub> et les carburants diesel, en €/tonne), systèmes de quotas échangeables (sur le CO<sub>2</sub>, les certificats d'énergie renouvelable et d'efficacité énergétique), tarifs de rachats (s'appliquent aux secteurs de la production solaire et éolienne d'électricité, en €/kWh) et systèmes de consigne ;

- instruments réglementaires (**SPER**) : normes (valeurs limites d'émissions de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, et matières particulaires, limite de la teneur en soufre dans le diesel) et politiques de soutien technologique (subventions gouvernementales à la R&D).

Bien que cet indice constitue un indéniable progrès par rapport aux indicateurs préalablement disponibles, il faut mentionner que certaines politiques importantes ne sont pas considérées dans son élaboration. En effet, et à titre illustratif, les seules taxes carbonees considérées sont celles s'appliquant au secteur de la production d'électricité (T. Koźluk com. pers.). Ceci implique que la taxe carbone suédoise, ne présentant pas une telle caractéristique, est absente de la constitution de l'indice de SPE, ce qui est potentiellement générateur de biais important.

Les recettes des taxes environnementales (**TAXENV**), quant à elles, sont exprimées en % du PIB. Ces taxes sont celles s'appliquant (i) aux produits énergétiques liés au transport (essence et diesel) et aux applications fixes (énergies fossiles et électricité), (ii) aux véhicules à moteur et aux transports ; (iii) à la gestion des déchets ; (iv) aux autres substances responsables de l'appauvrissement de la couche d'ozone et (v) aux autres taxes. L'intérêt de la prise en compte de cette variable dans l'analyse est donc qu'elle couvre un nombre plus varié de domaines que la pollution de l'air et l'énergie, et est notamment plus complète concernant la gestion des déchets. Elle nous permet également d'élargir sensiblement notre échantillon.

Nous précisons tout de même que cet indicateur souffre d'une limite importante. En effet, le



produit d'une taxe dépend de son assiette et de son taux. Elle ne reflète donc pas des aspects purement institutionnels. Ainsi, une assiette élevée peut signifier un niveau élevé de dégradation de l'environnement (forte pollution ou consommation importante de ressources). Ce problème est partiellement résolu en rapportant ce produit au niveau d'activité du pays. Toutefois, une variation de la valeur prise par cette variable pourrait être due à une variation du taux d'imposition, ce qui marquerait une moindre importance de la politique environnementale, ou à un découplage entre le niveau de l'activité économique et le niveau de la pollution et la consommation des ressources. Néanmoins, nous supposons ici que ce découplage est de suffisamment faible importance pour considérer, malgré tout, l'utilisation de cette variable comme pertinente.

*\* Création de variables de demande relative de politique environnementale des catégories aisées*

Un des points de clivage théorique fondamentaux déterminant l'effet des inégalités sur la politique environnementale porte sur le positionnement des groupes sociaux en terme de demande d'une telle politique. Nous construisons donc deux indicateurs, qui, placés en variable d'interaction, permettent d'évaluer le rôle des inégalités selon la préférence environnementale relative de ces groupes sociaux. L'un concerne la demande de taxes environnementales (**PTAXENV**), et l'autre l'arbitrage entre l'objectif de promotion de la croissance et celui de protection de l'environnement (**PCROENV**).

Ces variables expriment le degré de préférence pour une politique environnementale en fonction du niveau de revenu des agents. Elles sont constituées des effets marginaux du niveau de revenu des agents sur leur demande de politique environnementale. La création de cette variable est plus précisément expliquée en Annexe A. Lorsque la variable est négative, nous considérons la demande de politique environnementale comme provenant des catégories populaires. Au fur et à mesure que la valeur de la variable s'élève, la demande provient de plus en plus fortement des catégories aisées.

*\* Indicateurs d'inégalités de pouvoir*

La prise en compte d'indicateurs d'inégalités de pouvoir s'opère par l'ajout de variables d'interaction. Celles-ci permettent d'évaluer le rôle des inégalités sur les politiques environnementales selon que ce phénomène s'inscrit dans des contextes présentant des degrés d'inégalités de pouvoir différenciés.

Deux possibilités de prise des inégalités de pouvoir existent dans la littérature. Il s'agit de la construction d'une variable composite (Boyce et al., 1999) ou de l'utilisation d'indicateurs de niveau de démocratie, comme le *Freedom House index* (Clément et Meunié, 2010b). La première pose un certain nombre de problèmes évoqués dans la première section, et la seconde, construit à partir de quatre critères<sup>61</sup>, ne convient pas à l'analyse comparative des pays de l'OCDE, puisqu'il n'en permet pas la différenciation. Les scores de Freedom House index caractérisant ce type de nations sont en effet systématiquement à leur maximum (score de 1, correspondant à un régime démocratique).

Ainsi, et à la différence des précédents travaux sur le sujet, nous utilisons deux indicateurs supplétifs des inégalités de pouvoir, qui concernent le taux maximal d'imposition sur le revenu. Il s'agit du taux marginal maximal d'imposition sur les revenus du travail (**TMIHR**), et taux statutaire maximal d'imposition sur les revenus du travail (**TSIHR**). Tous deux sont issus de la base de données en ligne de l'OCDE. Ainsi, nous considérons un haut niveau de taux maximal d'imposition sur le revenu comme le signe d'un pouvoir modéré des hauts revenus (et le contraire dans le cas où le taux maximal d'impôt est faible).

Notons que les variables d'impôt sur revenu maximal ne tiennent pas compte de l'imposition des revenus issus d'autres sources (revenu du capital) et des impôts sur le capital ou le patrimoine, mais elles sont tout de même assez corrélées avec la part du revenu attribuée aux catégories supérieures (Piketty, 2013)<sup>62</sup>.

#### *\* Variables de contrôle*

Les variables de densité de population (**Densité**) et PIB réel par habitant (**PIB**) sont issues de la *Green Growth Indicators Database* (OCDE, 2015). Le produit intérieur brut par habitant est exprimé en USD constants de 2005 PPA. La densité de population est le nombre d'habitants par kilomètre carré de surface terrestre. La population est définie ici comme tous les ressortissants présents ou temporairement absents d'un pays, et les ressortissants étrangers installés de façon permanente dans le pays.

---

<sup>61</sup> (i) l'étendue de la liberté dans les processus électoraux, (ii) le pluralisme, (iii) la participation du citoyen à la vie politique, (iv) le fonctionnement des gouvernements.

<sup>62</sup> Pour tenir compte de cette limite, les analyses économétriques ont été menées en utilisant une mesure alternative : la part du revenu national perçue par les plus hauts revenus (dixième de centile supérieur et centième de centile supérieur), avec des résultats cependant non significatifs.

### Chapitre 3

Les variables de niveau de demande de politique environnementale nationale, utilisées lors du test de H2, sont constituées à partir des mêmes données que l'indicateur de demande relative de politique environnementale des catégories aisées. Les observations proviennent donc de la base de données microéconomiques du *World Value Survey* (World Values Survey Association, s. d.). Nous élaborons une variable de demande de protection de l'environnement au détriment de la promotion de la croissance et de l'emploi (**VCROENV**), et une variable de demande de taxes environnementales (**VTAXENV**). Les valeurs que prend la première variable, pour un pays et une année donnée, est le pourcentage de sondés (en excluant les non réponses) étant « d'accord » ou « tout à fait d'accord » avec la mise en place de politiques de protection de l'environnement plutôt que de promotion de la croissance et de l'emploi. Les valeurs que prend la deuxième variable, pour un pays et une année donnée, est le pourcentage de sondés (en excluant les non réponses) étant « d'accord » ou « tout à fait d'accord » avec l'accroissement des taxes portant sur la pollution environnementale.

Notons que le Tableau 9 fait apparaître que la variable de tendance temporelle (**Temps**) est corrélée à plusieurs autres variables principales. En particulier, elle apparaît fortement corrélée positivement avec SPE, SPER et SPEE, et modérément corrélée positivement avec GINI. Ceci peut impliquer qu'un résultat économétrique présentant une relation positive entre SPE (ou ces deux dérivés) et GINI peut être lié à des variables omises qui, à défaut d'être prises en compte dans les régressions, se retrouvent dans une tendance temporelle (par exemple, l'attention politique aux problèmes environnementaux croissante au cours du temps). Une attention particulière doit ainsi être portée aux variations des coefficients estimés (1) lors de l'introduction de la variable de tendance temporelle, et (2) lors de la comparaison des résultats des modèles à effet temporels et les modèles à effets individuels

Tableau 10. Vue d'ensemble des résultats économétriques

Type de modèle	SPE									SPEM								
	ME	MEFI	MEAI	MEFT	MEAT	F: p i t	BP: p i t	H-O: p i t	ME	MEFI	MEAI	MEFT	MEAT	F: p i t	BP: p i t	H-O: p i t	ME	MEFI
GINI	-	+	ns	-	-	<0,05	<0,05	<0,05	ns	+	ns	-	ns	<0,05	<0,05	>0,05	-	+
PTAXENV*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns	ns	0,02	ns	<0,05	<0,05	>0,05	ns	ns
PCROENV*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns	ns	0,015	ns	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns
TMIHR*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	>0,05	ns	ns
TSIHR*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	<0,05	>0,05	33	ns
Type de modèle	TAXENV									RDPENV								
	ME	MEFI	MEAI	MEFT	MEAT	F: p i t	BP: p i t	H-O: p i t	ME	MEFI	MEAI	MEFT	MEAT	F: p i t	BP: p i t	H-O: p i t	ME	MEFI
GINI	-	ns	-	-	-	<0,05	>0,05	<0,05	ns	ns	ns	-	-	<0,05	>0,05	>0,05	ns	ns
PTAXENV*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	>0,05	ns	ns
PCROENV*GINI	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	>0,05	ns	ns
TMIHR*GINI	ns	33	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	>0,05	ns	ns
TSIHR*GINI	ns	36	45	ns	ns	<0,05	>0,05	<0,05	ns	ns	ns	ns	ns	<0,05	>0,05	>0,05	ns	ns

ME : modèle empilé, MEFI : modèle à effets fixes individuels, MEAI : modèle à effets aléatoires individuels, MEAT : modèle à effets aléatoires temporels ; - : relation négative, + : relation positive, NS : relation non significative, le cadre du test de Fisher, BP: p i t : valeur p > ou < à 0,05 dans le cadre du test de Breush-Pagan, H-O: p i t : valeur d'Hausman (pour chaque case, la première valeur concerne la valeur p liée au modèle à effets individuels, la deuxième une seule valeur signifie une valeur p similaire pour les modèles à effets individuels et temporels); Les résultats à i résultats des trois tests, sont ceux encadrés en verts. L'interprétation des variables d'interaction est donnée dans le texte

## 2.4 Présentation des résultats de l'analyse économétrique

Nous présentons, en premier lieu, un point de vue synthétique des résultats par hypothèse. Une analyse par variable dépendante est ensuite exposée. L'analyse détaillée des résultats est présentée dans l'Annexe D.

### 2.4.1 Synthèse des résultats par question théorique

Le Tableau 10 présente une vue d'ensemble des résultats économétriques en fonction des variables explicatives d'intérêt, des variables dépendantes et des types de modèles utilisés. Le tableau donne la forme de la relation entre les variables explicative (en ligne) et les variables à expliquer (en colonne, gris foncé), et ce en fonction des types de modèle utilisés (en colonne, gris clair).

La première ligne du tableau concerne l'hypothèse 1. Elle permet de visualiser les résultats concernant la nature générale de la relation entre le GINI et les variables d'institutions environnementales. La seconde et la troisième ligne, quant à elles, ont trait à l'hypothèse 2 dans la mesure où elles exposent les résultats liés à l'effet du GINI sur les variables d'institutions environnementales selon le degré de corrélation entre le revenu des agents et leur demande de politique environnementale. Enfin, la quatrième et la cinquième ligne donnent les résultats liés à l'effet du GINI sur les variables d'institutions environnementales selon le niveau d'inégalités de pouvoir. Elles concernent donc l'hypothèse 3.

*\* Test de H1 : vérification que les inégalités ont bien un effet négatif sur les politiques environnementales, comme le suggère la littérature empirique<sup>63</sup>.*

Dans l'ensemble, les résultats concernant cette première hypothèse apparaissent ambigus et dépendent du modèle utilisé. En particulier, dans le cas de la variable de sévérité des politiques environnementales et de ses deux dérivées, les modèles permettant un meilleur contrôle de la dimension temporelle des données ont des résultats opposés à ceux se focalisant sur le contrôle de la dimension transversale de celles-ci.

---

<sup>63</sup> Les résultats détaillés relatifs à cette étape sont présentés en Annexe B.1.

Ainsi, lorsqu'ils sont significatifs, les résultats des modèles empilés dévoilent une influence négative des inégalités sur la sévérité des politiques environnementales (SPE), du niveau des instruments économiques (SPEE) et des recettes de la fiscalité environnementale (TAXENV). Les résultats significatifs des modèles à effets temporels suggèrent le même type de relation pour le cas de la sévérité des politiques environnementales, du niveau des instruments économiques et réglementaires (SPER), et de l'ampleur des aires protégées (AIRPRO). Ainsi, l'utilisation de ces deux types de modèles conforte plutôt les théories de Boyce (1994), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2010).

Cependant, les résultats des modèles à effets individuels, expliquant essentiellement la variabilité intra-individuelle, sont peu souvent significatifs. Lorsqu'ils le sont, la relation constatée entre les inégalités et la politique environnementale est positive. C'est le cas de la sévérité des politiques environnementales, du niveau des instruments réglementaires, et dans un modèle sur deux, du niveau d'utilisation des instruments économiques. L'utilisation de ce dernier type de modèle conforte donc plutôt la théorie de Scruggs (1998).

Comment interpréter cette différence de résultats selon les types de modèles ?

Les effets individuels reflètent les caractéristiques inobservées, et constantes dans le temps, des pays. Ceci implique que, dans les modèles à effets fixes individuels, les signes des coefficients des variables indépendantes refléteront plutôt les relations temporelles entre les variables dépendantes et indépendantes. A contrario, l'utilisation de modèles à effets temporels permet d'interpréter les coefficients comme reflétant plutôt les relations entre les variables centrées sur les différences entre pays.

Ainsi, les modèles à effets individuels indiquent que les inégalités et les politiques environnementales sont liées par une relation positive lorsque l'on se focalise sur l'évolution de ces deux variables au sein de chaque pays. Les modèles à effets temporels montrent que cette relation est négative lorsque les différences entre individus sont davantage prises en compte que les différences intra-individuelles. Autrement dit, les résultats suggèrent que la politique environnementale est de moindre sévérité dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important, mais qu'un accroissement du niveau d'inégalités dans un pays donné s'accompagnera d'une hausse de la sévérité des politiques environnementales. Ce dernier phénomène peut s'expliquer par une domination du mécanisme décrit par Scruggs (1998) ou par une partie du raisonnement de Roemer (1993). Le raisonnement de Scruggs, en

particulier, pourrait ici trouver sa pertinence. Rappelons que celui-ci énonce que plus le niveau des inégalités économiques est important, et que la concentration du pouvoir est importante, plus les classes aisées favorisent des politiques de protection de l'environnement. Ce phénomène pourrait davantage s'exprimer dans le cas des variables qui affichent ce type de relation avec le niveau des inégalités, c'est à dire SPE et ses deux constituants. En effet, ces variables reflètent essentiellement la sévérité des politiques ciblant les problèmes de la qualité de l'air et du climat, deux types de pollutions susceptibles de toucher également les catégories aisées. Ainsi, compte tenu de la diffusion géographique de leurs effets (global pour l'un, affectant de larges surfaces pour l'autre) et de leur caractère imprévisible, les populations aisées ont moins la possibilité de s'en protéger à travers la ségrégation territoriale. Dans ce cas, il est possible que les effets positifs des inégalités en dominent les effets négatifs.

Ces différences de résultats, selon le type de modèles utilisés, pourraient aussi s'expliquer par des variables omises. En effet, les niveaux d'inégalités économiques croissent sur la période et pour la plupart des pays correspondant à notre échantillon, y compris dans les pays traditionnellement sociaux-démocrates et dans ceux de l'Europe du centre, appliquant pourtant des niveaux de politiques environnementales relativement élevés (Bouaroudj et al., 2012; Schneider et Paunescu, 2012). Dans le même temps, la sévérité des politiques environnementales a également cru (Figure 21) et la fiscalité environnementale n'a pas diminué. Des variables omises seraient susceptibles d'expliquer une telle évolution. Il pourrait s'agir d'une attention grandissante aux problèmes environnementaux de la part des acteurs, une disponibilité accrue des technologies environnementales ou de l'accroissement des certitudes scientifiques, qui mettraient de plus en plus en exergue l'urgence de la situation, ce qui contrebalancerait les effets négatifs de l'augmentation des inégalités. Mais, dans la plupart des régressions, la variable de tendance temporelle, sensée capter ces effets, ne permet pas de rendre non significatif l'effet positif des inégalités sur les politiques environnementales. Cependant, l'explication pourrait également venir d'un effet d'inertie institutionnelle, les processus d'adoption de politique s'étalant dans la durée. L'utilisation de variables retardées pourrait ici mener à des résultats différents, et sera à considérer dans le cadre de travaux futurs.

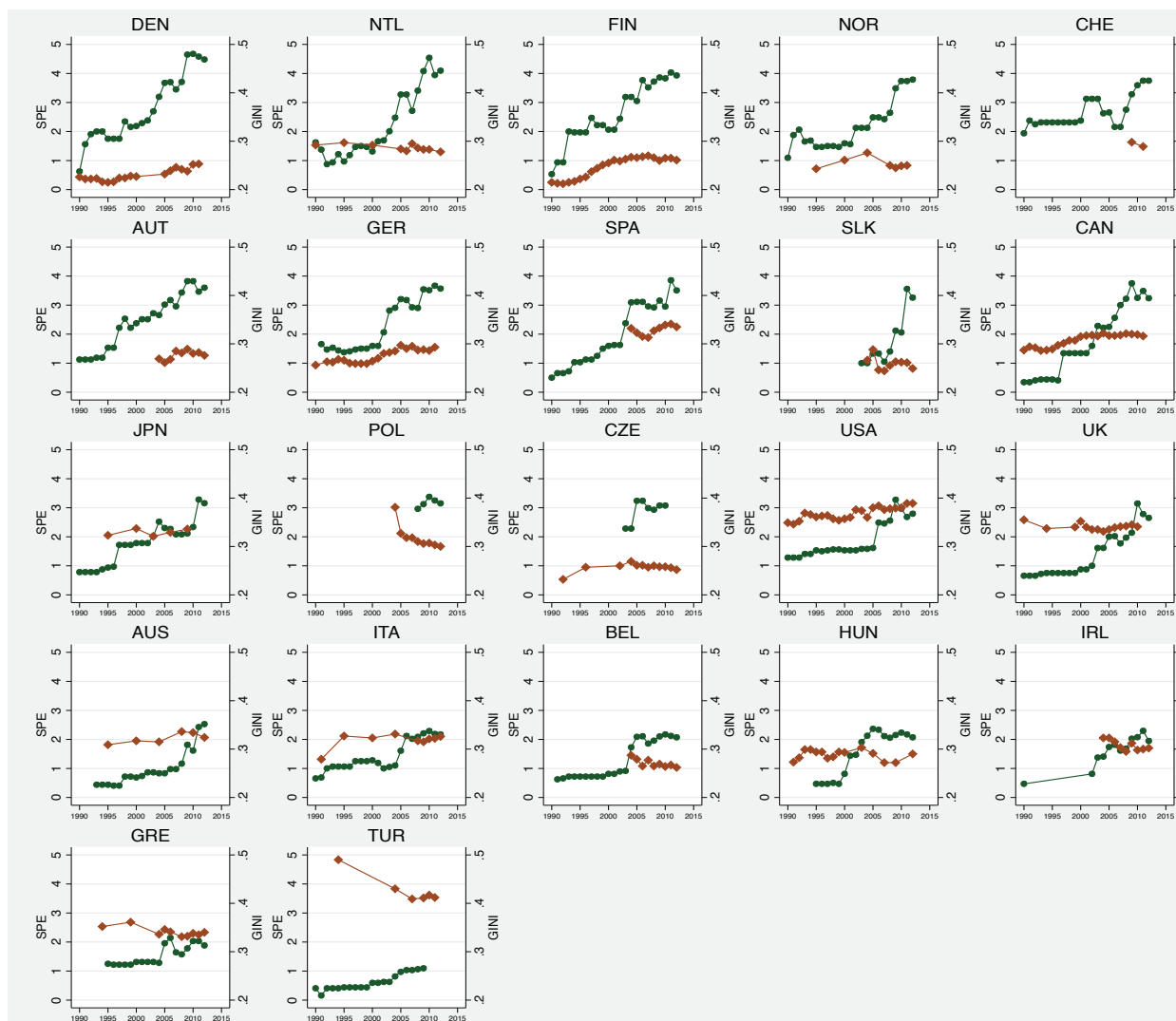


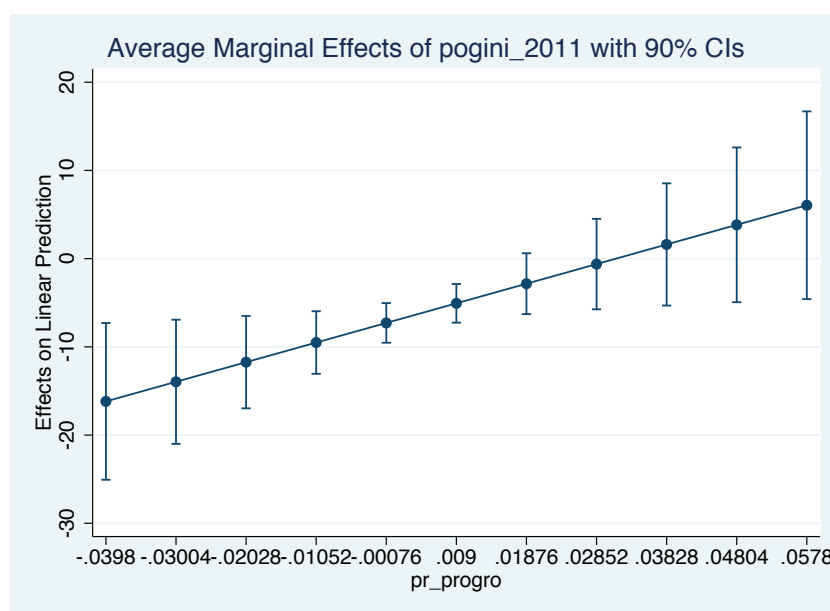
Figure 21. Comparaison de l'évolution des niveaux de Sévérité des Politiques Environnementales (cercles verts, échelle de gauche) et de l'inégalité des revenus (losanges marron, échelle de droite), par pays, entre 1990 et 2012 (classement des pays décroissant selon leur niveau de GINI en 2012, OCDE).



*\* Test de H2 : Effet des inégalités économiques selon la demande de politique environnementale relative des catégories aisées<sup>64</sup>.*

Pour tenter de progresser dans la discrimination des mécanismes dominants, nous testons si l'effet des inégalités est dépendant des préférences relatives des groupes sociaux en matière de politique environnementale. Dans le Tableau 10, les lignes exposant les résultats relatifs à cette hypothèse sont « PTAXENV\*GINI » et « PCROENV\*GINI ». Lorsque les résultats sont statistiquement significatifs, le tableau présente la forme de la relation entre le GINI et chaque variable dépendante selon les niveaux de demande de politique environnementale relative des catégories aisées.

Par exemple, dans la partie du Tableau 10 se rapportant à la variable SPE, la forme de la relation se traduit par le symbole stylisé «  $\nearrow$  » à l'intersection de la ligne « PCROENV\*GINI » et de la colonne « MEFT ». Le segment horizontal symbolise l'axe des abscisses et le segment diagonal la forme de la relation entre le GINI et SPE selon les niveaux de la variable PCROENV (graduée sur l'axe des abscisses). Ce symbole permet de résumer la forme de la courbe d'effet marginal (figure 22), obtenue à partir d'un modèle à effets fixes temporels incluant la variable d'interaction PCROENV\*GINI.

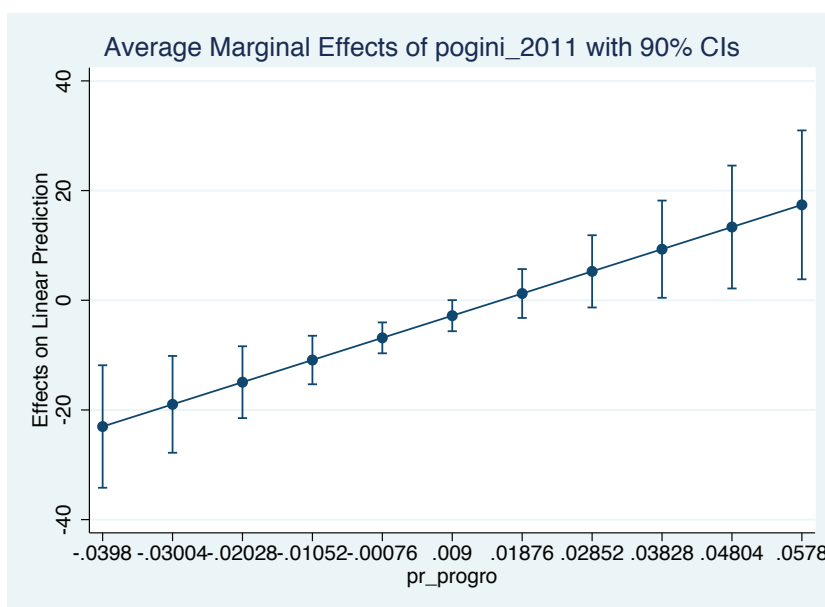


**Figure 22. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse)**

<sup>64</sup> Les résultats détaillés relatifs à cette étape sont présentés en Annexe B.2.

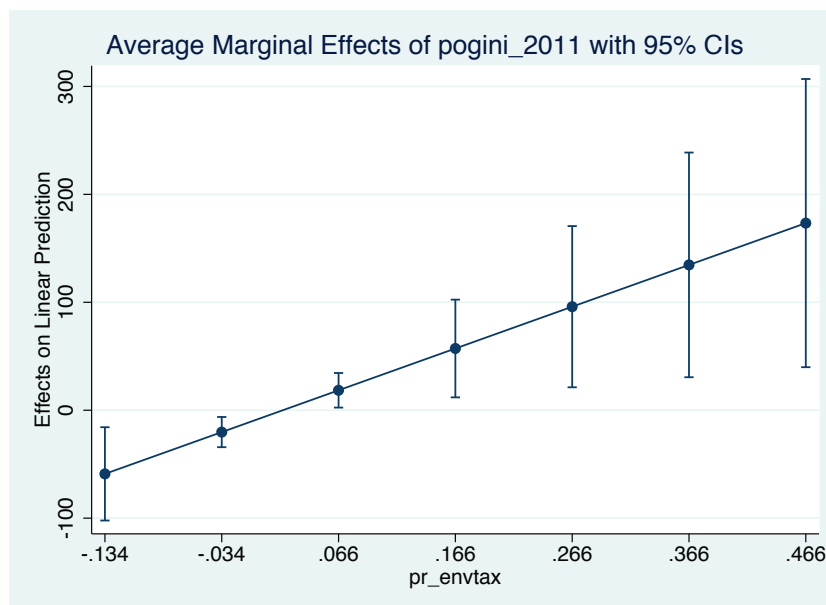
Cette figure permet de montrer que, lorsqu'un modèle à effets fixes temporels est utilisé, le GINI a une influence négative sur SPE lorsque la demande de protection de l'environnement provient des catégories populaires, c'est à dire lorsque PCROENV présente des valeurs négatives (la préférence pour la protection de l'environnement est anti-corrélée avec le revenu des agents). L'influence du GINI devient non significative lorsque la demande de protection de l'environnement provient des catégories aisées (préférence pour la protection de l'environnement est corrélée avec le revenu des agents). Le même type de résultat est obtenu s'agissant de la variable TAXENV, en utilisant un modèle à effets fixes individuels et la variable d'interaction PTAXENV\*GINI.

D'autre part, dans la partie du Tableau 10 se rapportant à la variable SPEE, le symbole stylisé «  $\diagup$  », à l'intersection des lignes « PTAXENV\*GINI » et « PCROENV\*GINI » et de la colonne « MEFT », signifie que le GINI a une influence négative sur SPEE lorsque la demande de protection de l'environnement provient des catégories populaires, mais que cette influence devient positive lorsque la demande de protection de l'environnement provient des catégories aisées<sup>65</sup>. Ce symbole permet de résumer les formes des courbes d'effets marginaux (figures 23 et 24), obtenues à partir de modèles à effets fixes temporels incluant respectivement les variables d'interaction PCROENV\*GINI et PTAXENV\*GINI.



**Figure 23. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse)**

<sup>65</sup> Les valeurs associées aux symboles sont ici les valeurs de PTAXENV et de PCROENV pour lesquelles la droite modélisant l'effet du GINI sur SPEE croise l'axe des abscisses (effet nul).



*Figure 24. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PENVTAX (en abscisse)*

Dans l'ensemble, lorsqu'ils sont significatifs, les résultats des régressions dévoilent une influence négative des inégalités sur la politique environnementale lorsque les catégories aisées expriment une demande de politique environnementale relativement faible. C'est le cas pour les variables de sévérité des politiques environnementales et du niveau des instruments économiques lorsque des modèles à effets fixes temporels sont considérés, et des recettes de la fiscalité environnementale lorsque des modèles à effets fixes individuels sont utilisés. La Figure 19 peut ici aider à l'interprétation des résultats. Ces conclusions viennent en soutien de la théorie de Boyce (1994), pour qui, nous le rappelons, un niveau d'inégalité économique modéré entraîne un développement important des politiques environnementales puisque les catégories populaires, portant la demande de politique environnementale, ont, selon lui, davantage accès au pouvoir dans un tel contexte.

Les résultats concernant spécifiquement le niveau des instruments économiques montrent, en sus, que cet impact devient positif lorsque cette demande politique est corrélée au revenu des agents, c'est à dire lorsqu'elle provient des catégories aisées. Ce résultat apparaît plutôt cohérent avec notre **hypothèse H4**. Nous pourrions, en effet, faire l'hypothèse que ce dernier phénomène vient du fait que les instruments économiques sont une forme de politique environnementale davantage compatible avec les intérêts de ces groupes sociaux que les instruments réglementaires. L'effet décrit par Scruggs (1998) est ainsi susceptible de s'exprimer plus vigoureusement dans ce cas.

\* *Test de H3 : Effet des inégalités économiques selon le niveau des inégalités de pouvoir*<sup>66</sup>.

Les inégalités économiques ne sont pas nécessairement corrélées aux inégalités de pouvoir (Scruggs, 1998). Le dernier test que nous proposons, toujours dans le but de déterminer quels sont les mécanismes dominants, consiste à vérifier si l'effet des inégalités économiques sur les DIE est dépendant du niveau des inégalités de pouvoir. Dans le Tableau 10, les lignes exposant les résultats relatifs à cette hypothèse sont « TMIHR\*GINI » et « TSIHR\*GINI ». Nos analyses laissent ici apparaître des résultats contradictoires selon les variables dépendantes.

Ces derniers dévoilent une influence négative des inégalités sur la sévérité des politiques environnementales et le niveau des instruments règlementaires, dans les contextes de faibles inégalités de pouvoir. Ce résultat vient en renfort de la théorie de Magnani (2000). Rappelons que, pour cette auteure, lorsque la décision politique appartient au segment médian (faible niveau d'inégalités de pouvoir), un fort niveau d'inégalités économiques conduit à une faible importance des politiques environnementales, puisque le segment médian sera alors relativement pauvre, et donc, selon elle, peu enclin à soutenir une politique de protection de l'environnement.

Les résultats concernant spécifiquement les instruments règlementaires (et seulement lorsque la variable de taux statutaire maximal d'impôt, TSIHR, sur le revenu est utilisée) viennent, quant à eux, en support de l'hypothèse de Scruggs (1998), pour lequel les inégalités économiques auront un impact positif sur les politiques environnementales dans un contexte de fortes inégalités de pouvoir.

Cependant, les résultats concernant les recettes de la fiscalité environnementale (TAXENV) sont inverses aux précédents. Ainsi, ils montrent que l'impact des inégalités économiques est positif sur cette variable dans les contextes de faibles inégalités de pouvoir (Roemer, 1993), et négatif dans les contextes de fortes inégalités de pouvoir (Boyce, 1994).

#### **2.4.2 Articulation des résultats par variable dépendante**

L'analyse des résultats par variable permet de se rendre compte de la manière dont ceux-ci dépendent du type et du périmètre des DIE, comme le suggère l'hypothèse H4. Aucun résultat

---

<sup>66</sup> Les résultats détaillés relatifs à cette étape sont présentés en Annexe B.3.

significatif n'étant exploitable s'agissant des variables RDPENV et AIRPRO, seules les interprétations concernant les variables SPE, SPEE, SPER et TAXENV sont ici effectuées.

*\* Sévérité des politiques environnementales (SPE)*

Les résultats montrent que l'effet global des inégalités sur SPE est différencié selon les modèles : négatif lorsque l'analyse se focalise sur la variabilité interindividuelle (modèles à effets temporels) et positif lorsque la dimension temporelle est privilégiée (modèles à effets individuels). De plus, dans les contextes où la demande politique provient des catégories populaires, l'effet des inégalités est négatif (seulement s'agissant d'une des deux variables d'interaction correspondantes). L'effet est négatif lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible (également dans le cas d'une des deux variables d'interaction correspondantes).

Ces résultats peuvent être interprétés de la manière suivante. D'un accroissement du niveau d'inégalités, dans un pays donné, résultera une augmentation du niveau de la sévérité des politiques environnementales. Nous avons déjà expliqué, plus haut, que ce résultat pouvait être lié au périmètre particulier de cette variable. Les raisonnements de Scruggs (1998) et de Roemer (1993) peuvent être mobilisés pour expliquer cette relation, mais l'utilisation des variables d'interaction ne donne pas de résultats significatifs permettant de déceler laquelle de ces deux théories est dominante. Par ailleurs, un pays caractérisé par un niveau élevé d'inégalités sera marqué par un niveau plus faible de sévérité des politiques environnementales. L'analyse de ce deuxième phénomène révèle que les effets décrits par Magnani (2000) et Boyce (1994) semblent dominer dans des contextes différents. L'effet dominant des inégalités économiques est négatif lorsque la demande politique provient des catégories populaires (Boyce, 1994), et également négatif lorsque le niveau des inégalités de pouvoir est faible (Magnani, 2000). Ces deux phénomènes pourraient venir de caractéristiques des variables SPEE et SPER, comme le suggère l'analyse des résultats concernant ces deux indicateurs, constitutifs de la variable SPE.

*\* Niveau d'utilisation des instruments économiques (SPEE)*

Nos résultats suggèrent que les instruments économiques entretiennent la même relation générale avec le niveau d'inégalités que ce dernier avec la variable SPE. De même, comme

pour la variable SPE<sup>67</sup>, dans les contextes où la demande politique provient des catégories populaires, l'effet des inégalités est négatif, ce qui vient en support de l'analyse de Boyce (1994). Cependant, cet effet est positif dans les contextes où la demande politique provient des catégories aisées, ce qui corrobore l'analyse de Scruggs (1998) et notre hypothèse H4. Ainsi, il semble que les inégalités économiques accroissent le niveau d'utilisation des instruments économiques dans les contextes où les catégories supérieures concentrent la demande de politique environnementale, mais uniquement lorsque le type de DIE utilisé est davantage en conformité avec leurs intérêts. Enfin, les variables d'interaction ne permettent pas de déceler d'effet dominant selon le niveau d'inégalité de pouvoir des catégories supérieures.

*\* Niveau d'utilisation des instruments réglementaires (SPER)*

Comme pour la variable précédente, les instruments réglementaires entretiennent la même relation générale avec le niveau d'inégalité que ce dernier avec la variable SPE. L'utilisation des variables d'interaction ne permet pas de déceler d'effet dominant selon le niveau de demande de politique environnementale des catégories supérieures. Cependant, comme dans le cas de la variable SPE, les inégalités économiques ont un effet négatif sur l'adoption d'instruments réglementaires lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible<sup>68</sup>.

Comme pour la variable de sévérité des politiques environnementales, d'un accroissement du niveau d'inégalités, dans un pays donné, résultera une augmentation du niveau d'utilisation des instruments réglementaires. Mais un pays caractérisé par un niveau élevé d'inégalités sera marqué par de faibles niveaux d'utilisation des instruments réglementaires. L'effet dominant des inégalités économiques est négatif lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible, ce qui correspond à l'analyse de Magnani (2000). Dans cette perspective, un niveau élevé d'inégalités économiques conduit à un segment médian relativement pauvre, et donc à une moindre importance de l'utilisation instruments réglementaires (puisque la demande de politique environnementale est positivement corrélée au revenu individuel chez Magnani). Le fait que ce dernier effet apparaisse spécifiquement lorsque la variable d'instruments réglementaires – et pas la variable d'instruments économiques – est utilisée n'est pas neutre.

---

<sup>67</sup> Avec une différence avec les résultats liés à la variable SPE: les deux variables d'interaction correspondantes présentent le même résultat dans le cas de la variable SPEE.

<sup>68</sup> Avec une différence avec les résultats liés à la variable SPE : les deux variables d'interaction correspondantes présentent le même résultat dans le cas de la variable SPER.

En effet, lorsque les inégalités économiques diminuent, les catégories moyennes et populaires, dont le segment médian fait partie, voient se développer leur demande de politiques environnementales. Mais il semble que cette demande prendra spécifiquement la forme d'instruments réglementaires, ces derniers n'ayant pas, de manière générale, les conséquences distributives, négatives pour ces catégories sociales, des instruments économiques.

*\* Niveau de la fiscalité environnementale (TAXENV)*

Lorsqu'il est significatif, l'effet dominant des inégalités économiques sur la fiscalité environnementale est négatif. Le phénomène décrit par Boyce (1994) semble être dominant dans les contextes où la demande provient des catégories populaires et ceux où l'inégalité de pouvoir est importante. Dans de tels cas, d'un accroissement du niveau d'inégalités économiques, dans un pays donné, résultera une diminution du niveau de la fiscalité environnementale.

Ces différents résultats montrent que, s'il existe quelques phénomènes communs aux variables susnommées, certains n'opèrent que lorsque certaines variables sont considérées. Ces éléments apportent un soutien à notre hypothèse H4, selon laquelle l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du type et du périmètre de ces DIE. Ainsi, les variables SPE, SPEE et TAXENV confirment la pertinence du raisonnement de Boyce (1994), pour lequel il existe une anti-corrélation entre les inégalités économiques et la politique environnementale dans les contextes où la demande de politique environnementale provient davantage des classes populaires. La variable SPE laisse, en plus, apparaître une forme de relation conforme au raisonnement de Magnani (2000), dans les contextes où le niveau d'inégalité de pouvoir est faible. S'agissant spécifiquement de la variable SPEE, le raisonnement de Scruggs (1998) apparaît lorsque la demande provient davantage des catégories aisées. Dans ce cas, les inégalités sont favorables à l'utilisation des instruments économiques. S'agissant de la variable SPER, le raisonnement le plus pertinent s'avère être celui de Magnani (2000) lorsque les inégalités de pouvoir sont faibles, les inégalités sont alors défavorables à l'utilisation des instruments réglementaires. Concernant la variable TAXENV, le raisonnement de Boyce (1994) apparaît doublement validé. Celui-ci s'applique à la fois lorsque la demande de politique environnementale provient des catégories populaires, et lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est élevé. Sur cette même variable, le raisonnement de Roemer (1993) est également envisageable puisque les inégalités font augmenter le niveau de taxes environnementales dans les contextes de faibles inégalités de pouvoir. Ainsi, même si le

raisonnement de Boyce semble recevoir davantage de support empirique, les trois autres raisonnements semblent opérer dans le cas de variables et de contextes spécifiques.

## Conclusion

Notre analyse vise à une meilleure compréhension du lien causal entre inégalités économiques et protection de l'environnement, qui constitue une explication possible de la corrélation établie, dans le chapitre 2, entre diversité des capitalismes et DIE. Nous élaborons, en premier lieu, un cadre permettant la confrontation des différentes théories ayant trait à ce lien causal. Une revue des résultats empiriques auxquels sont parvenus cette littérature est ensuite présentée. Cette revue montre que, lorsqu'ils sont significatifs, les tests effectués concluent à ce que de hauts niveaux d'inégalités économiques nuisent au développement des DIE. Cependant, nos propres analyses révèlent que les effets en jeu sont relativement ambigus et dépendent à la fois des modèles et des indicateurs de DIE utilisés. Lorsqu'un effet dominant apparaît, la relation générale liant inégalités économiques et importance des politiques environnementales apparaît positive lorsque l'on considère la variabilité temporelle, et négative dans le cas de la variabilité spatiale. Le premier résultat apporte un support empirique aux hypothèses de Scruggs (1998) et Roemer (1993), et le second à Boyce (1994), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2010). Un certain nombre d'hypothèses alternatives ont été posées pour tenter d'expliquer cette divergence de résultats.

En outre, l'introduction de variables d'interaction nous permet de montrer que l'effet des inégalités économiques sur la politique environnementale dépend du contexte dans lequel le phénomène s'inscrit. Ainsi, le plus souvent, nos résultats montrent que cet effet est négatif dans les contextes où la demande de politiques environnementales provient des catégories populaires (Boyce, 1994). Dans les cas où cette demande provient des catégories aisées, les inégalités ont cependant un effet positif sur les instruments économiques, ces derniers étant les plus compatibles avec leurs intérêts (Scruggs, 1998). Enfin, dans les contextes plus fortement démocratiques, il apparaît que les inégalités économiques ont un effet négatif sur les politiques environnementales, en particulier s'agissant des instruments réglementaires, les inégalités entraînant un appauvrissement du segment médian (Magnani, 2000).

Au total, lorsque sont intégrées les variables d'interaction, des parties des raisonnements de Boyce (1994) et de Magnani (2000) reçoivent un support empirique concernant la variable de



sévérité des politiques environnementales et ses deux variables constitutives. Mais aucun des deux raisonnements n'est validé dans son intégralité. Cependant, les phénomènes observés s'agissant du lien entre la fiscalité environnementale et le niveau d'inégalité économique corroborent le raisonnement de Boyce.

Les phénomènes décrits par Scruggs (1998) et Roemer (1993), quant à eux, trouvent moins de support empirique, une fois intégrées les variables d'interaction. L'analyse de Scruggs permet d'expliquer la domination de l'effet positif des inégalités, lorsque la demande politique provient des catégories aisées, et pour le seul cas du niveau d'utilisation des instruments économiques. Celle de Roemer permet, quant à elle, d'expliquer la domination de l'effet positif des inégalités, lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible, et pour le seul cas du niveau de la fiscalité environnementale.

## **Conclusion générale**



## *Conclusion générale*

Ce travail s'inscrit dans l'analyse diachronique et synchronique des liens entre les formes de capitalisme et leur environnement. Dans le cadre de cette thèse, ce thème général a été abordé sous deux angles principaux : un angle historique, considérant la coévolution entre le capitalisme et l'environnement, et l'angle de la comparaison internationale, où il s'agit d'analyser les conséquences des formes contemporaines de capitalisme sur l'adoption des dispositifs institutionnels environnementaux.

### *La théorie de la régulation et la coévolution entre capitalisme et environnement*

Le chapitre 1 se propose de mettre en lumière la manière dont la coévolution entre le capitalisme et l'environnement a pu s'opérer en croisant les apports théoriques et empiriques de l'école de la régulation avec des travaux du champ de l'histoire de l'environnement et de l'économie écologique. La première section consiste en une revue de littérature aboutissant à la formulation d'un certain nombre d'hypothèses que nous illustrons dans la seconde section.

Dans un premier temps, nous montrons que, pour certains auteurs, prolongeant l'analyse marxiste, le capitalisme introduit une contradiction entre l'économie et l'environnement. Pour eux, la recherche d'accumulation de capital, la focalisation des agents sur la valeur d'échange des marchandises (au détriment de leur valeur d'usage) et la disjonction entre capitaux privés et capital collectif conduisent à la recherche d'une marchandisation de l'environnement naturel, d'un accroissement de la rente sur celui-ci, ainsi qu'à la non prise en compte des conditions de reproduction de la nature. Mais cette contradiction est latente et ne s'exprime pas de la même manière selon les formes de capitalisme.

Nous explorons alors l'idée selon laquelle les différentes phases du capitalisme se traduisent par des rapports à l'environnement différenciés. Pour cela, nous présentons une revue de littérature des travaux croisant analyse régulationniste et problématique environnementale. Trois hypothèses fondamentales en émergent. La première est que le mode d'utilisation de la nature est fonction, non seulement des institutions environnementales et de facteurs extra-institutionnels (dotations naturelles notamment), mais également de l'ensemble de la structure institutionnelle constituée par le mode de régulation et le régime d'accumulation qui lui est associé. De sorte que les formes historiques particulières de capitalisme présentent chacune des caractéristiques impliquant des conséquences environnementales particulières. La seconde hypothèse fondamentale est, à l'inverse, que les modes de développement subissent l'influence de leur environnement. Le rapport à l'environnement apparaît alors comme un domaine potentiellement essentiel pour caractériser les formes de capitalisme car facteur de

## *Conclusion générale*

frein ou de facilitation de l'accumulation. Si l'environnement et les institutions environnementales déterminent en partie l'évolution du capitalisme, mais que le phénomène réciproque s'opère également, il existerait un phénomène de coévolution entre le capitalisme et son environnement. Enfin, la troisième hypothèse se déduit de la discussion sur le statut conceptuel du rapport à l'environnement parmi les concepts régulationnistes. Ainsi, il semble que le rapport à l'environnement, dans son ensemble, ne puisse être conçu comme une forme institutionnelle. Cependant, un ensemble d'institutions dédiées à la régulation des conflits d'usage de l'environnement pourrait prétendre à un tel statut sous trois conditions : 1) qu'un rapport social à l'environnement particulier soit constitutif du mode de production capitaliste, 2) que ce rapport à l'environnement fasse l'objet de conflits entre différentes stratégies d'accumulation, et entre ces dernières et le reste de la société, et que ces conflits soient résolus, ou contenus par un compromis qui se cristallise dans des institutions spécifiques ; 3) que ces institutions se combinent avec les autres formes institutionnelles pour produire un rythme d'accumulation particulier, voire qu'elles constituent un facteur de déstabilisation du régime d'accumulation. Le troisième élément, en particulier, est peu considéré par la littérature régulationniste.

La seconde section a pour objet de confronter les trois hypothèses précédemment formulées avec la littérature empirique existante. En premier lieu, par le biais d'une analyse historique, nous nous focalisons sur l'effet des modes de développement sur l'environnement. Du fait de ses caractéristiques en termes de régime d'accumulation (diffusion du modèle de la manufacture au cours de la première phase d'accumulation extensive, mécanisation, production et consommation de masse pendant le fordisme) ou en termes de mode de régulation (rapport salarial concurrentiel, intégration économique, rôle de l'Etat), chaque mode de développement a contribué à générer des conséquences importantes en termes de modification de l'environnement. Les premiers modes de développement ont ainsi engendré des phénomènes de concentration urbaine, de généralisation du charbon, et des institutions environnementales peu protectrices de la santé des ouvriers. Les deux derniers modes de développement ont, quant à eux, favorisé une généralisation du pétrole, une « grande accélération » de la consommation de ressources, de la quantité de déchets et de polluants rejetés. En second lieu, nous tentons de montrer de quelle manière le rapport à l'environnement a pu, à l'inverse, influencer sur le rythme de croissance de ces modes de développement. En particulier, il semble que certaines des caractéristiques principales du mode de développement fordiste aient favorisé une utilisation importante d'énergie. Mais cela

## *Conclusion générale*

signifie que la disponibilité et la stabilité des prix de ces ressources à des niveaux modérés ont été une condition préalable et essentielle à la généralisation du Fordisme. De plus, un certain nombre de travaux indiquent que cela a, en retour, rendu les modes de développement fordistes et post-fordistes sensibles aux variations des prix du pétrole. Le passage du charbon au pétrole pourrait même avoir participé à l'affaiblissement du pouvoir des mouvements syndicaux et politiques ouvriers, favorisant, de ce fait la remise en cause du mode de développement Fordiste. Enfin, nous soulignons la place des Dispositifs Institutionnels Environnementaux (DIE) dans ces phénomènes. Il s'avère que ces institutions spécialisées dans la régulation des conflits d'usage des éléments de l'environnement jouent un rôle important dans l'évolution du rapport à l'environnement. Elles ont notamment facilité l'accès du Fordisme à sa base matérielle et ont, par ce biais, contribué à l'émergence et au maintien du régime d'accumulation fordiste, mais également concouru à nourrir la dépendance de ce dernier à cette base matérielle. Il est donc probable que le cadre d'analyse régulationniste nécessite d'être amendé pour tenir compte du fait que la reproduction du capitalisme requiert une mobilisation et un maintien de sa base matérielle. Cela peut passer par l'intégration d'une forme institutionnelle dédiée à la régulation des conflits liés à l'utilisation de cette base.

### *Les conséquences environnementales des formes contemporaines de capitalisme*

Le chapitre 2 vise à savoir dans quelle mesure les DIE subissent un processus d'adoption différencié selon le contexte politique et institutionnel contemporain dans lequel ils s'inscrivent. Ainsi, dans un premier temps, nous présentons les différents canaux par lesquels les modèles de capitalisme peuvent avoir une influence sur ce processus.

Deux principaux types de canaux peuvent être identifiés. Premièrement, les institutions environnementales peuvent dépendre des déterminants politiques sur lesquels se fondent les capitalismes, c'est à dire des rapports de force entre blocs sociaux-politiques et des systèmes politiques dans lesquels ces rapports de forces s'inscrivent. Deuxièmement, les DIE peuvent dépendre de la forme des domaines institutionnels qui constituent ces capitalismes, en particulier les institutions du marché du travail, de la protection sociale, du système financier et du type de concurrence. Nous en déduisons un certain nombre d'hypothèses quant à la relation attendue entre modèles de capitalismes et DIE (*cf. infra*).

Dans un second temps, nous avons cherché à confronter nos hypothèses avec les données disponibles au travers d'une analyse de données. Cette dernière permet, en premier lieu, de faire émerger une typologie des dispositifs institutionnels de l'environnement. Des

## *Conclusion générale*

comparaisons avec la classification d'Amable (2005) des cinq capitalismes et avec différents aspects des structures institutionnelles sont ensuite réalisées. Une correspondance entre notre typologie des DIE et la typologie des capitalismes apparaît. Les pays du modèle méditerranéen se caractérisent par un faible développement des DIE et ceux du modèle libéral de marché par l'utilisation d'instruments de marché. Les pays sociaux-démocrates ainsi qu'une grande partie des pays relevant du modèle européen continental sont marqués par un développement important des DIE. Ces deux derniers groupes se distinguent toutefois par des différences mineures concernant l'importance des initiatives décentralisées (plus développées dans le cas des pays sociaux-démocrates) et le niveau de contrainte de la réglementation environnementale (plus importante pour les pays européens continentaux).

Ces résultats apparaissent compatibles avec nos hypothèses concernant les rôles des déterminants politiques, des types de concurrences sur le marché des produits, et des niveaux d'inégalités dans le développement des DIE. Ainsi, les pays se rapprochant du modèle de la démocratie de consensus et caractérisés par une plus forte représentation des partis de gauche et de gauche libertaire dans les parlements et les gouvernements, semblent constituer des terrains plus favorables au développement des DIE que les pays présentant des caractéristiques opposées. Ensuite, les pays du modèle européen continental présentant les plus bas niveaux d'inégalités, et ceux se rapprochant du modèle social-démocrate sont associés à un développement important des DIE. Les pays des modèles méditerranéen et libéral de marché, caractérisés par des niveaux d'inégalités relativement élevés, sont associés à un faible niveau de développement des DIE. Enfin, les pays plutôt caractérisés par des conditions de concurrence par la qualité, sont marqués par des modes de DIE décentralisés et un haut niveau haut de contrainte de la réglementation environnementale.

### *Les conséquences environnementales des inégalités économiques*

Le chapitre 3 explore une des relations causales pouvant expliquer les correspondances ayant pu être mises en lumière, au chapitre 2, entre diversité des capitalismes et DIE. Il traite de la manière dont les niveaux d'inégalités générés par les différentes formes de capitalismes influencent l'adoption des DIE. Sur cette thématique, un certain nombre de théories se confrontent. Nous montrons que les conclusions des auteurs dépendent des hypothèses qu'ils posent concernant 1) l'intérêt des groupes sociaux à la dégradation ou la protection de l'environnement, 2) la façon dont ces intérêts se révèlent en demande politique et 3) la façon dont les demandes politiques se confrontent pour se traduire en une décision politique. Nous

## *Conclusion générale*

montrons également que la méthode mise en œuvre par les travaux empiriques sur le sujet, bien qu'adéquate pour tester la nature générale de la relation causale entre inégalités et environnement, ne permet pas une prise en compte de la diversité des mécanismes théoriques.

Afin de contribuer à combler cette lacune, nous effectuons une série de tests économétriques d'un ensemble de quatre hypothèses. Il s'agit de savoir : 1) si les inégalités économiques freinent le développement des DIE ; 2) si, dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du groupe social d'où provient la demande politique de DIE ; 3) si, dans une société donnée, l'effet des inégalités économiques sur les DIE dépend du niveau d'inégalités de pouvoir qui caractérise cette société ; 4) si la nature de la relation entre le niveau d'inégalités économiques et l'ampleur de l'utilisation des DIE dépend du type et du périmètre de ces DIE.

Il apparaît que les effets en jeu sont ambigus et dépendent des modèles et variables dépendantes utilisés. En particulier, et lorsqu'un effet dominant apparaît, la relation générale liant les inégalités économiques et la sévérité des DIE n'est pas la même selon que l'analyse se focalise sur la variance temporelle ou sur la variance spatiale. Ainsi, la relation apparaît positive lorsque l'on considère la variabilité temporelle, et négative dans le cas de la variabilité spatiale. Les résultats suggèrent donc que les DIE sont de moindre sévérité dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important, mais qu'un accroissement du niveau d'inégalités dans un pays donné s'accompagne d'une hausse de la sévérité des DIE. Un certain nombre d'hypothèses sont posées pour expliquer cette divergence de résultats.

En outre, il s'avère que l'effet des inégalités sur les DIE dépend du contexte dans lequel le phénomène s'inscrit. Trois résultats principaux émergent de nos analyses. 1) Ainsi, le plus souvent, il apparaît que l'effet des inégalités économiques est négatif dans les contextes où la demande de DIE provient des catégories populaires. Dans de tels cas, une croissance des inégalités implique un moindre accès des classes populaires au pouvoir, ce qui conduit à diminuer le niveau des politiques de protection de l'environnement. 2) Dans les cas où la demande de telles politiques provient des catégories aisées, les inégalités ont cependant un effet positif sur les instruments économiques. Ainsi, dans de tels contextes, une augmentation des inégalités facilite l'accès au pouvoir des catégories aisées, qui privilégieront l'adoption d'instruments économiques de gestion des problèmes environnementaux, ces derniers étant les plus compatibles avec leurs intérêts. 3) Enfin, dans les contextes plus fortement démocratiques, il apparaît que les inégalités économiques ont un effet négatif sur les politiques environnementales, en particulier en ce qui concerne les instruments



## *Conclusion générale*

règlementaires. Ainsi, pour ce type d'instruments, une diminution des inégalités implique un enrichissement du segment médian qui décidera, en conséquence, de l'adoption d'instruments règlementaires de protection de l'environnement, ces derniers étant davantage compatibles avec l'intérêt du segment médian. Ces résultats permettent une meilleure compréhension des effets structurant cette relation, et montrent que différents phénomènes peuvent se retrouver dominants selon le type de DIE considéré et selon que soient considérées la dimension spatiale ou la dimension temporelle.

### *Limites et pistes d'amélioration de l'analyse économétrique*

Mentionnons cependant qu'un certain nombre de raffinements mériteraient d'être apportés à l'analyse économétrique. Premièrement, une meilleure prise en compte de la dynamique des processus institutionnels par l'introduction de variables retardées pourrait permettre de relâcher l'hypothèse de simultanéité de l'effet des inégalités sur les DIE, sous-jacente dans notre travail. Cela servirait également à mieux comprendre l'antagonisme apparent de nos résultats selon la dimension - temporelle ou spatiale - de l'analyse. Deuxièmement, l'introduction de doubles effets d'interaction serait utile pour saisir la nature de la relation entre inégalités économiques et DIE selon des contextes se différenciant à la fois sur le niveau d'inégalités politiques et de provenance de la demande de DIE. Troisièmement, l'utilisation de modèles multi-niveaux, à la manière de Franzen et Vogl (2013), permettraient d'isoler l'effet décrit par Wilkinson et Pickett (2009), c'est à dire l'effet des inégalités économiques sur les normes sociales nationales influençant la demande de DIE. Enfin, la procédure récursive, proposée par Boyce et al. (1999), incluant l'examen empirique de chaque étape des raisonnements théoriques, permettrait d'endogénéiser le niveau des inégalités politiques et de saisir dans quelle mesure celui-ci est influencé par les inégalités économiques.

Plus largement, ce travail nécessite une mise au regard de l'effet des inégalités sur les DIE avec celui d'autres caractéristiques des capitalismes et des systèmes politiques sur ces DIE. Comme évoqué dans le chapitre 2, parmi ces caractéristiques, les rôles du type de démocratie et du type de concurrence sur le marché des produits pourraient être tout à fait déterminant. À cet égard, l'introduction, dans les régressions, de variables caractérisant ces aspects pourrait mener à des résultats différents<sup>69</sup>. Signalons tout de même qu'une des limites de l'exercice

---

<sup>69</sup> À ce sujet, nous avons testé des variables de contrôle reflétant certaines caractéristiques des systèmes politiques. L'effet de l'appartenance à l'Union Européenne est, la plupart du temps, non significative. Lorsqu'il l'est, il conduit cependant à une augmentation de la sévérité des DIE, sans supprimer l'effet des inégalités

## *Conclusion générale*

tient au caractère systémique des structures institutionnelles. Il est alors difficile d'isoler l'influence des composantes de ces structures sur les DIE dans la mesure où chacune d'entre elle est liée par des relations de dépendance avec les autres. Par exemple, les systèmes politiques, le rapport salarial et les formes de la concurrence influent sur les DIE, mais les systèmes politiques influent aussi sur les autres domaines institutionnels. Ainsi, la démocratie de consensus favorise l'adoption et le maintien des DIE par effet direct, mais aussi indirectement car elle induit des systèmes institutionnels peu générateurs d'inégalités. Qui plus est, les domaines institutionnels entretiennent également des relations entre eux<sup>70</sup>. Ainsi, en complément des approches macroéconométriques, d'autres méthodes d'analyses seraient à considérer pour traiter des conséquences environnementales des inégalités économiques. Sur ce dernier point, et à titre d'exemple, nous pouvons particulièrement mentionner les travaux d'économie expérimentale de Cardenas (2007), qui portent sur l'effet de la distribution de la richesse sur la soutenabilité de l'exploitation des ressources communes.

### *Pistes de recherches générales*

Le croisement de l'analyse comparative des capitalismes et de la problématique environnementale pourrait également être utile pour comprendre l'effet des modèles de capitalismes sur les pressions environnementales. Il existe en effet des interactions institutionnelles qui concernent les performances environnementales des structures institutionnelles. De fait, depuis quelques années, un certain nombre d'auteurs reconnaissent explicitement que l'efficacité d'une politique environnementale ne dépend pas seulement de ces caractéristiques intrinsèques, mais aussi du contexte plus général dans laquelle elle s'inscrit. Pour étudier la performance d'une politique environnementale, il est en effet nécessaire d'étudier, par exemple, le contexte économique et légal, dans lequel s'inscrit cette régulation (Esty, Porter, 2000 ; Esty *et al.*, 2005), ou la façon dont est conçu le système de droits de propriété sur lequel se superposent les politiques publiques (cf. la littérature sur les Régimes Institutionnels des Ressources, par exemple Varone *et al.*, 2008).

---

économiques, en particulier dans le cas des taxes environnementales et les instruments règlementaires. L'effet du corporatisme est cependant plus marqué : cette variable fait augmenter le niveau politique environnementale en supprimant parfois la significativité de l'effet des inégalités économiques.

<sup>70</sup> Par exemple, une forte coordination de la négociation salariale, en réduisant l'échelle des salaires, limite la possibilité d'occurrence d'un type de concurrence basé sur les prix. Par ailleurs, une forte concurrence sur le marché des produits diminue la capacité des firmes à offrir un emploi stable. Enfin, les démocraties de consensus, caractérisées par une forte représentation des groupes d'intérêts et un nombre important d'acteurs avec droit de veto, favorisent une stabilité institutionnelle propre à assurer aux acteurs ayant investi dans des actifs spécifiques le maintien de systèmes de protection sociale développés ou d'une stabilité de l'emploi (voir Amable, 2005, pp. 124-136).

## *Conclusion générale*

Dans le même ordre d'idée, il pourrait s'avérer que la manière dont les régulations environnementales s'articulent avec les autres institutions à la base d'un modèle de capitalisme produit des performances environnementales particulières. Par exemple, nous montrons, dans la première section du chapitre 3, que la distribution des revenus est susceptible d'influer directement sur les pressions environnementales nationales. De même, les spécialisations industrielles nationales, facteur important des pressions environnementales, sont en partie déterminées sur la base des avantages comparatifs institutionnels que les modèles de capitalismes impliquent (Amable et al., 1997). Ces derniers peuvent également influencer sur la façon dont les firmes d'un même secteur vont percevoir et répondre aux problèmes environnementaux (Mikler, 2007, 2009).

Enfin, il faut préciser que les pistes de recherche ne se limitent pas seulement aux conséquences des capitalismes sur les pressions et les institutions environnementales. En effet, nous avons vu, au chapitre 1, que les phénomènes de hiérarchie entre les DIE et le reste du système institutionnel peuvent jouer dans les deux sens. Les modifications des droits de propriété des terres agricoles dans la première phase du capitalisme et la montée en puissance des politiques énergétiques dans la deuxième moitié du XX<sup>ème</sup> siècle ont eu un impact majeur sur la dynamique des autres formes institutionnelles. Etant donnée l'évolution actuelle des pressions environnementales et ses conséquences pour les écosystèmes, la biosphère et les sociétés humaines, il faut s'attendre à ce que les DIE prennent de plus en plus de poids dans la hiérarchie institutionnelle.

Ainsi, une dernière piste de réflexion consiste à se demander, comme le fait Magnin (2013), dans quelle mesure les DIE peuvent redéfinir les modèles de capitalismes eux-mêmes, en opérant un basculement de la hiérarchie économie-environnement. Les DIE sont susceptibles d'orienter significativement les spécialisations industrielles dans des secteurs majeurs comme ceux de l'énergie, du transport, de la construction et de l'agriculture. En affectant le mode de financement ou les formes de la concurrence de ces secteurs, les DIE peuvent guider les trajectoires technologiques dans des directions spécifiques, et ainsi peuvent influencer les performances des systèmes socio-économiques. Par exemple, les politiques climatiques pourraient générer des effets importants sur l'emploi (Quirion, 2013), qui ne seraient sans doute pas neutres sur les rapports sociaux, comme le suggère, en filigrane, l'analyse de l'effet de la transition du charbon au pétrole sur les rapports de forces entre groupes sociaux (Mitchell, 2011, 2013).

## **Références bibliographiques**



- Aglietta, M., 1979. A theory of capitalist regulation: the US experience. Verso, London.
- 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. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.04.019
- Allen, R.C., 1999. Tracking the agricultural in England. *Economic History Review* 52, 209-235.
- Amable, B., 2005. Les cinq capitalismes. Diversité des systèmes économiques et sociaux dans la mondialisation 384.
- Amable, B., Barre, R., Boyer, R., 1997. Les systèmes d'innovation à l'ère de la globalisation. Economica, Paris.
- Amable, B., Palombarini, S., 2005. L'économie n'est pas une science morale. Raison d'agir, Paris.
- Ambec, S., Cohen, M.A., Elgie, S., Lanoie, P., 2013. The Porter hypothesis at 20: can environmental regulation enhance innovation and competitiveness? *Review of Environmental Economics and Policy* 7, 2-22. doi:10.1093/reep/res016
- Aoki, M., 1994. The contingent governance of teams : analysis of institutional complementarity. *International Economic Review* 35, 657-676.
- Aveline, N., 2005. Les marchés fonciers à l'épreuve de la mondialisation. Nouveaux enjeux pour la théorie économique et pour les politiques publiques. Université Louis Lumière Lyon 2.
- Ayres, R.U., van den Bergh, J.C.J.M., Lindenberger, D., Warr, B., 2013. The underestimated contribution of energy to economic growth. *Structural Change and Economic Dynamics* 27, 79-88. doi:10.1016/j.strueco.2013.07.004
- Baek, J., Gweisah, G., 2013. Does income inequality harm the environment? Empirical evidence from the United States. *Energy Policy* 62, 1434-1437. doi:10.1016/j.enpol.2013.07.097
- 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. doi:10.1111/j.1530-9290.2009.00216.x
- Baldwin, R., 1995. Does sustainability require growth?, in: Goldin, I., Winters, L.A. (Éd.), *The economics of sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 51-78.
- Barles, S., 2005. L'invention des déchets urbains, France, 1790-1970. Champ vallon.
- Barnosky, A.D., 2008. Megafauna biomass tradeoff as a driver of Quaternary and future extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 11543-8. doi:10.1073/pnas.0801918105
- Barry, J., Eckersley, R., 2005. An Introduction to reinstating the State, in: Barry, J., Eckersley, R. (Éd.), *The Global Ecological Crisis and the Nation-State*. MIT Press.
- Becker, J., Raza, W., 1999. Theory of regulation and political ecology: an inevitable separation? *Ambiente & sociedade* 5-17. doi:10.1590/S1414-753X1999000200002

- Bensaïd, D., 2007. *Les dépossédés: Karl Marx, les voleurs de bois et le droit des pauvres*. La Fabrique, Paris.
- Berthe, A., Elie, L., 2015. Mechanisms explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration. *Ecological Economics* 116, 191-200. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.04.026
- Bimonte, S., 2002. Information access, income distribution, and the Environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 41, 145-156. doi:10.1016/S0921-8009(02)00022-8
- Boidin, B., Zuindeau, B., 2006. Socio-économie de l'environnement et du développement durable : état des lieux et perspectives. *Mondes en développement* 0, 7-37. doi:10.3917/med.135.0007
- Bolt, J., van Zanden, J.L., 2014. The Maddison Project: collaborative research on historical national accounts. *The Economic History Review* 67, 627-651. doi:10.1111/1468-0289.12032
- Boltanski, L., Thévenot, L., 1987. *Les économies de la grandeur*. Presses Universitaires de France et Centre d'Etude de l'Emploi, Paris.
- Bonneuil, C., 2015. Tell me where you come from, I will tell you who you are: a genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context. *Biological Conservation* 192, 485-491. doi:10.1016/j.biocon.2015.09.022
- Botta, E., Koźluk, T., 2014. Measuring environmental policy stringency in OECD countries: a composite index approach. *OECD Economics Department Working Papers*.
- Bouaroudj, V., Carrincazeaux, C., Bécue, M., Lung, Y., 2012. *The future of socioeconomic models in Europe. Final report*.
- Bourbonnais, R., 2015. *Économétrie*, 9<sup>e</sup> ed. Dunod, Paris.
- Boyce, J.K., 2013. *Economics, the environment and our common wealth*. Edward Elgar, Northampton.
- Boyce, J.K., 2008. Is inequality bad for the environment? *Research in Social Problems and Public Policy* 15, 267-288. doi:10.1016/S0196-1152(07)15008-0
- Boyce, J.K., 2007. Inequality and environmental protection, in: Baland, J.M., Bardhan, P.K., Bowles, S. (Éd.), *Inequality, Cooperation, and Environmental Sustainability*. Princeton University Press, Princeton, p. 314-348.
- Boyce, J.K., 2003. *Inequality and environmental protection*, PERI Working paper Series.
- Boyce, J.K., 1994. Inequality as a cause of environmental degradation. *Ecological Economics* 11, 169-178. doi:10.1016/0921-8009(94)90198-8
- Boyce, J.K., Klemer, A.R., Templet, P.H., Willis, C.E., 1999. Power distribution, the environment, and public health: a state-level analysis. *Ecological Economics* 29, 127-140. doi:10.1016/S0921-8009(98)00056-1
- Boyer, R., 2015. *Economie politique des capitalismes : théorie de la régulation et des crises*. La Découverte, Paris.
- Boyer, R., 2005. Coherence, diversity, and the evolution of capitalism : the institutional complementarity hypothesis. *Evolutionary and Institutional Economics Review* 2,

43-80. doi:10.14441/eier.2.43

- Boyer, R., 2004. *Théorie de la régulation. 1, Les fondamentaux*. La Découverte.
- Boyer, R., 2002. Variété du capitalisme et théorie de la régulation. *L'année de la régulation* 125–195.
- Boyer, R., Hollingsworth, J.R. (Éd.), 1997. *Contemporary capitalism: the embeddedness of institutions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Braudel, F., 1949. *La méditerranée et le monde méditerranéen à l'époque de Philippe II*. Colin, Paris.
- Braudel, F., Labrousse, E., 1979. *Histoire économique et sociale de la France*. PUF, Paris.
- Breitmeier, H., Young, O.R., Zürn, M., 2006. *Analyzing International Environmental Regimes. From Case Study to Database*. MIT Press.
- British Petroleum (BP), 2007. *Statistical review of world energy [WWW Document]*. URL <http://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html> (consulté le 12.7.08).
- 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. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.03.007
- Bullard, R.D., 1990. *Dumping in Dixie: race, class, and environmental quality*. Westview Press.
- Bureau, B., 2010. *Distributional effects of a carbon tax on car fuels in France*, Working Paper 2010-19.
- Cadoret, I., Benjamin, C., Martin, F., Herrard, N., Tanguy, S., 2009. *Econométrie appliquée*, 2<sup>e</sup> ed. De Boeck Université.
- Cahen-Fourot, L., Durand, C., 2015. La transformation de la relation sociale à l'énergie du fordisme au capitalisme néolibéral, in: *La théorie de la régulation à l'épreuve des crises*. Paris.
- Cardenas, J.-C., 2007. Wealth inequality and overexploitation of the commons: field experiments in colombia, in: Baland, J.M., Bardhan, P.K., Bowles, S. (Éd.), *Inequality, cooperation, and environmental sustainability*. Princeton University Press, princeton, p. 205-233.
- Carter, N., 2013. Greening the mainstream: party politics and the environment. *Environmental Politics* 22, 73-94. doi:10.1080/09644016.2013.755391
- Chancel, L., Piketty, T., 2015. *Carbon and Inequality: from Kyoto to Paris*. Paris School of Economics.
- Chapman, I., 2014. The end of Peak Oil? Why this topic is still relevant despite recent denials. *Energy Policy* 64, 93-101. doi:10.1016/j.enpol.2013.05.010
- Chavance, B., 2012. *L'Économie institutionnelle*. La Découverte, Paris.
- Chester, L., 2010. Determining the economic-environment relation: a regulationist approach. *International Journal of Green Economics* 4, 17. doi:10.1504/IJGE.2010.032599



- Chick, M., 2007. Electricity and energy policy in Britain, France and the United States since 1945. Edward Elgar.
- 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. doi:10.1080/00346760903480590
- Clément, M., Meunié, A., 2010b. Inégalités, développement et qualité de l'environnement : mécanismes et application empirique. *Mondes en développement* 151, 67. doi:10.3917/med.151.0067
- Cohendet, P., Llerena, P., 1990. Nature de l'information, évaluation et organisation de l'entreprise. *Revue d'Economie Industrielle* 51, 141-165.
- Costantini, V., Martini, C., 2010. The causality between energy consumption and economic growth: a multi-sectoral analysis using non-stationary cointegrated panel data. *Energy Economics* 32, 591-603. doi:10.1016/j.eneco.2009.09.013
- Costanza, R., Graumlich, L.J., Steffen, W. (Éd.), 2007. Sustainability or collapse? An integrated history and future of people on Earth. MIT Press, Cambridge, Berlin.
- 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*. doi:10.1016/j.econlet.2011.12.014
- Crepaz, M.M.L., 1995. Explaining national variations of air pollution levels: political institutions and their impact on environmental policy-making. *Environmental Politics* 4, 391-414. doi:10.1080/09644019508414213
- Cropper, M.L., Griffiths, C., 1994. The interaction of population growth and environmental quality. *American Economic Review* 84, 250-254.
- Crosby, A., 1986. *Ecological imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge University Press, New York.
- Crosby, A., 1972. *The Columbian exchange: The biological and cultural consequences of 1492*. Greenwood, Westport.
- Crouch, C., 1993. *Industrial relations and European State traditions*. Oxford University Press, Oxford.
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415, 23.
- Csutora, M., 2012. One more awareness gap? The behaviour-impact gap problem. *Journal of Consumer Policy* 35, 145-163. doi:10.1007/s10603-012-9187-8
- Dasgupta, S., Laplante, B., Wang, H., Wheeler, D., Journal, T., Winter, N., 2002. Confronting the environmental Kuznets curve. *The Journal of Economic Perspectives* 16, 147-168. doi:10.2307/2696580
- De Bruyn, S.M., Van Den Bergh, J.C.J.M., Opschoor, J.B., 1998. Economic growth and emissions: reconsidering the empirical basis of environmental Kuznets curves. *Ecological Economics* 25, 161-175. doi:10.1016/S0921-8009(97)00178-X
- 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.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408. doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7
- Debeir, J.-C., Déléage, J.-P., Hémerly, D., 2013. Une histoire de l'énergie. Les servitudes de la puissance, 2<sup>e</sup> ed. Flammarion, Paris.
- Deeg, R., Jackson, G., 2007. Towards a more dynamic theory of capitalist variety. *Socio-Economic Review* 5, 149-179. doi:10.1093/ser/mw1021
- Denison, E.F., 1979. Accounting for slower growth. Brookings Institution Press, Washington DC.
- Deroubaix, J.F., Lévêque, F., 2006. The rise and fall of French ecological tax reform: social acceptability versus political feasibility in the energy tax implementation process. *Energy Policy* 34, 940-949. doi:10.1016/j.enpol.2004.08.047
- Diamond, J., 2005. Collapse: how societies choose to fail or succeed. Viking Penguin, New York.
- Diamond, J., 1997. Guns, germs, and steel: the fates of human societies. Norton, New York.
- Dijkgraaf, E., Vollebergh, H.R.S., 1998. Growth and/or (?) environment: is there a Kuznets curve for carbon emissions?, in: 2nd biennial meeting of the European Society for Ecological Economics. Geneva.
- Dinda, S., 2004. Environmental Kuznets curve hypothesis: a survey. *Ecological Economics* 49, 431-455. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.02.011
- Douai, A., Montalban, M., 2012. Institutions and the environment: The case for a political socio-economy of environmental conflicts. *Cambridge Journal of Economics* 36, 1199-1220. doi:10.1093/cje/bes046
- Douai, A., Montalban, M., 2009. Institutions and the environment : the case for a historical political economy (No. n° 2009-12), Cahiers du GREThA.
- 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 : archives de l'Institut de science économique appliquée* 62, 123-158.
- Doughty, C.E., Wolf, A., Field, C.B., 2010. Biophysical feedbacks between the Pleistocene megafauna extinction and climate: the first human-induced global warming? *Geophysical Research Letters* 37. doi:10.1029/2010GL043985
- Dryzek, J.S., 1997. The politics of the earth: environmental discourses. Oxford University Press, Oxford.
- Duarte, R., Mainar, A., Sánchez-Chóliz, J., 2012. Social groups and CO2 emissions in Spanish households. *Energy Policy* 44, 441-450. doi:10.1016/j.enpol.2012.02.020
- Dynan, K.E., Skinner, J., Zeldes, S.P., 2004. Do the rich save more? *Journal of Political Economy* 112, 397-444. doi:10.1086/381475
- Ebbinghaus, B., 1998. European labor relations and welfare-state regimes: a comparative analysis of their elective affinities, in: *Varieties of welfare capitalism in Europe, North America, and Japan*. Cologne.

- Ehrlich, P.R., Holdren, J.P., 1971. Impact of population growth. *Science* 171, 1212-1217. doi:10.1007/BF02862495
- Ekins, P., 1999. European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. *Ecological Economics* 31, 39-62. doi:10.1016/S0921-8009(99)00051-8
- Elie, L., Zuindeau, B., Bécue, M., Camara, M., Douai, A., Meunié, A., 2012. Approche régulationniste de la diversité des dispositifs institutionnels environnementaux des pays de l'OCDE. *Revue de la régulation*.
- Ellis, E.C., Antill, E.C., Kreft, H., 2012. All is not loss: plant biodiversity in the Anthropocene. *PLoS ONE* 7. doi:10.1371/journal.pone.0030535
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19, 589-606. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x
- Ellis, E.C., Kaplan, J.O., Fuller, D.Q., Vavrus, S., Klein Goldewijk, K., Verburg, P.H., 2013. Used planet: a global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110, 7978-85. doi:10.1073/pnas.1217241110
- Emelianoff, C., 2006. Connaître ou reconnaître les inégalités environnementales ?, travaux et documents.
- Emelianoff, C., 2005. Les agendas 21 locaux : quels apports sous quelles latitudes ? Développement durable et territoires. doi:10.4000/developpementdurable.532
- 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, 65-81. doi:10.1017/S1074070800021866
- Esping-Andersen, G., 1990. *The three worlds of welfare capitalism*. Princeton University Press, Cambridge.
- Esping-Andersen, G., Myles, J., 2009. Economic inequality and the welfare state, in: Salverda, W., Nolan, B., Smeeding, T.M. (Éd.), *The Oxford handbook of economic inequality*. Oxford University Press, Oxford.
- Esty, D.C., Levy, M., Srebotnjak, T., De Sherbinin, A., 2005. *Environmental sustainability index: benchmarking national environmental stewardship*. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy 47-60.
- Esty, D.C., Porter, M.E., 2005. National environmental performance: an empirical analysis of policy results and determinants. *Environment and Development Economics* 10, 391-434. doi:http://dx.doi.org/10.1017/S1355770X05002275
- Esty, D.C., Porter, M.E., 2000. Measuring national environmental performance and its determinants, in: Porter, M.E., Sachs, J. (Éd.), *The Global Competitiveness report 2000*. Oxford University Press.
- Etemad, B., Luciani, J., 1991. *Production mondiale d'énergie, 1800-1985*. Librairie Droz.
- Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., von Weizsäcker, E., Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Hennicke, P., Romero Lankao, P., Siriban Manalang, A., 2011. *Decoupling: natural resource use and environmental impacts from economic growth, a report of the working group on decoupling to the International*

Resource Panel.

- Foster, J.B., 2011. *Marx écologiste*. Amsterdam, Paris.
- Foster, J.B., 2009. *The ecological revolution: making peace with the planet*. Monthly Review Press.
- Fouquet, R., 2009. A brief history of energy, in: Evans, J., Hunt, L.C. (Éd.), *International Handbook of the Economics of Energy*. Edward Elgar Publishing.
- Fouquet, R., 2008. *Heat, power and light : revolutions in energy services*. Edward Elgar.
- Frank, D.J., Hironaka, A., Schofer, E., 2000. The nation-state and the natural environment over the twentieth century, *American Sociological Review*. doi:10.2307/2657291
- 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. doi:10.1111/j.1540-6237.2012.00903.x
- Fredriksson, P.G., Millimet, D.L., 2004. Electoral rules and environmental policy, *Economics Letters*. doi:10.1016/j.econlet.2004.02.008
- Fressoz, J., 2014. Pour une histoire désorientée de l'énergie, in: 25èmes Journées Scientifiques de l'Environnement - L'économie verte en question.
- Fressoz, J.-B., 2009. Circonvenir les circumfusa. La chimie, l'hygiénisme et la libéralisation des « choses environnantes » : France, 1750-1850. *Revue d'histoire moderne et contemporaine* 56-4, 39. doi:10.3917/rhmc.564.0039
- Fressoz, J.-B., Graber, F., Locher, F., Quenet, G., 2014. Introduction à l'histoire environnementale. *La Découverte*.
- Garrard, S.L., Hunter, R.C., Frommel, A.Y., Lane, A.C., Phillips, J.C., Cooper, R., Dineshram, R., Cardini, U., McCoy, S.J., Arnberg, M., Rodrigues Alves, B.G., Annane, S., de Orte, M.R., Kumar, A., Aguirre-Martinez, G. V., Maneja, R.H., Basallote, M.D., Ape, F., Torstensson, A., Bjoerk, M.M., 2013. Biological impacts of ocean acidification: a postgraduate perspective on research priorities. *Marine Biology* 160, 1789-1805. doi:10.1007/s00227-012-2033-3
- Gattuso, J.-P., Hansson, L. (Éd.), 2011. *Ocean acidification*. Oxford University Press, Oxford.
- Gendron, C., 2001. *Éthique et développement économique: le discours des dirigeants sur l'environnement*. Université du Québec, Montréal.
- Ghali, K.H., El-Sakka, M.I.T., 2004. Energy use and output growth in Canada: a multivariate cointegration analysis. *Energy Economics* 26, 225-238. doi:10.1016/S0140-9883(03)00056-2
- Gilbert, J., Howe, C., 1991. Beyond « State vs. Society »: theories of the State and New Deal agricultural policies. *American Sociological Review* 56, 204-220.
- Giraud, G., Kahraman, Z., 2014. How dependent is growth from primary energy? The dependency ratio of energy in 33 countries (1970-2011), CES Working Papers.
- Giraud, P.-N., Ollivier, T., 2015. *Économie des matières premières*. La Découverte, Paris.
- 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.

doi:10.1111/j.1530-9290.2009.00202.x

- Godard, O., 1995. La gestion des déchets ménagers en France et en Europe – Conventions nationales, besoin de coordination européenne, risques de développement et enjeux de compétitivité pour l'industrie française. CIRED, Rapport d'avancement pour l'ADEME.
- Godard, O., 1990. Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel. *Revue économique* 41, 215-242.  
doi:10.3406/reco.1990.409208
- Gough, I., 2016. Welfare states and environmental states: a comparative analysis. *Environmental Politics* 25, 24-47. doi:10.1080/09644016.2015.1074382
- Gough, I., Meadowcroft, J., Dryzek, J., Gerhards, J., Lengfeld, H., Markandya, A., Ortiz, R., 2008. JESP Symposium: climate change and social policy. *Journal of European Social Policy* 18, 325-344. doi:10.1177/0958928708094890
- Grossman, G., Krueger, A., 1991. Environmental impacts of a north american free trade agreement. Cambridge, MA. doi:10.3386/w3914
- Grossman, G.M., Krueger, A.B., 1995. Economic growth and the environment. *The Quarterly Journal of Economics* 110, 353-377. doi:10.2307/2118443
- Guyomard, H. (Éd.), 2013. Vers des agricultures à hautes performances. INRA.
- Hall, C.A.S., Klitgaard, K.A., 2012. Energy and the wealth of nations. Springer New York, New York. doi:10.1007/978-1-4419-9398-4
- Hall, P.A., Soskice, D.W., 2002. Les variétés du capitalisme. *L'année de la régulation* 6, 47-125.
- Hall, P.A., Soskice, D.W., 2001. Varieties of capitalism : the institutional foundations of comparative advantage. Oxford University Press.
- Hamilton, J.D., 2013. Oil prices, exhaustible resources, and economic growth, in: Fouquet, R. (Éd.), *Handbook of Energy and Climate Change*. Edward Elgar, Cheltenham.  
doi:http://dx.doi.org.ezproxy.fiu.edu/10.3386/w17759
- Harribey, J.-M., 2013. La richesse, la valeur et l'inestimable : fondements d'une critique socio-écologique de l'économie capitaliste. *Les Liens qui libèrent*.
- Harribey, J.-M., 2011. Le bien commun est une construction sociale. Apports et limites d'Elinor Ostrom. *L'Économie politique* 98-112. doi:10.3917/leco.049.0098
- Harrison, K., Sundstrom, L.M. (Éd.), 2010. Global commons, domestic decisions: the comparative politics of climate change, *Review of Policy Research*. MIT Press, Cambridge. doi:10.1111/j.1541-1338.2011.00504.x
- Heerink, N., Folmer, H., 1994. Income distribution and the fulfillment of basic needs: theory and empirical evidence. *Journal of Policy Modeling* 16, 625-652. doi:10.1016/0161-8938(94)90012-4
- Heerink, N., Mulatu, A., Bulte, E., 2001. Income inequality and the environment: aggregation bias in environmental Kuznets curves. *Ecological Economics* 38, 359-367.  
doi:10.1016/S0921-8009(01)00171-9
- Hettige, H., Lucas, R.E.B., Wheeler, D., Hettige, H., Lucas, R., Wheeler, D., 1992. The toxic

- intensity of industrial production: global patterns, trends, and trade policy. *American Economic Review* 82, 478-81.
- Hibbard, K.A., Crutzen, P.J., Lambin, E.F., 2007. Decadal interactions of humans and the environment, in: Costanza, R., Graumlich, L., Steffen, W. (Éd.), *Integrated History and Future of People on Earth*. MIT Press, p. 341–375.
- Hillstrom, K., 2010. *U.S. environmental policy and politics: a documentary history*. CQ press, Washington, DC.
- Holland, T.G., Peterson, G.D., Gonzalez, A., 2009. A cross-national analysis of how economic inequality predicts biodiversity loss. *Conservation Biology* 23, 1304-1313. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01207.x
- Holzinger, K., Knill, C., Arts, B., 2008. *Environmental policy convergence in europe. the impact of international institutions and trade*. Cambridge University Press.
- Hölzl, R., 2010. Historicizing sustainability: german scientific forestry in the eighteenth and nineteenth centuries. *Science as Culture* 19, 431-460. doi:10.1080/09505431.2010.519866
- Huber, M., 2013. Fueling capitalism: oil, the regulation approach, and the ecology of capital. *Economic Geography* 89, 171-194. doi:10.1111/ecge.12006
- Humphrey, W.S., Stanislaw, J., 1979. Economic growth and energy consumption in the UK, 1700–1975. *Energy Policy* 7, 29-42. doi:10.1016/0301-4215(79)90049-1
- Huntington, E., 1907. *The pulse of Asia: a journey in Central Asia illustrating the geographic basis of history*. Houghton Mifflin, Boston.
- 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. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.08.010
- Inglehart, R., 1990. *Culture shift in advanced industrial society*. Princeton University Press.
- IPCC, 2013. Summary for policymakers, in: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Éd.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- ISO, 2006. *The Iso survey of certification 2005*.
- Iversen, T., Soskice, D.W., 2011. Inequality and redistribution A unified approach to the role of economic and political institutions. *Revue économique* 62, 629-649.
- Jackson, G., Deeg, R., 2006. How many varieties of capitalism ? Comparing the comparative institutional analyses of capitalist diversity, MPIfG Discussion Paper.
- Jacoby, K., 2001. *Crimes against nature : squatters, poachers, thieves, and the hidden history of American conservation*. University of California Press, Berkeley.
- Jahn, D., 1998. Environmental performance and policy regimes: explaining variations in 18 OECD-countries. *Policy Sciences* 31, 107-131. doi:10.1023/A:1004385005999
- Jaumotte, F., Buitron, C.O., 2015. Inequality and labor market institutions (No. SDN/15/14),



Staff Discussion Note. Washington DC.

- Jevons, W.S., 1865. *The coal question: an inquiry concerning the progress of the nation*. Macmillan, London.
- 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. doi:10.1016/j.egypro.2011.03.288
- Kahn, M.E., 1998. A household level environmental Kuznets curve. *Economics Letters* 59, 269-273. doi:10.1016/S0165-1765(98)00035-4
- Kallis, G., Norgaard, R.B., 2010. Coevolutionary ecological economics. *Ecological Economics* 69, 690-699. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.09.017
- Kellenberg, D.K., 2008. A reexamination of the role of income for the trade and environment debate. *Ecological Economics* 68, 106-115. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.02.007
- 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. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.08.004
- Keynes, J.M., 1936. *The general theory of employment, interest and money*. MacMillan, London.
- Koo, J., Song, Y., 2016. The relationship between income inequality and aggregate saving: an empirical analysis using cross-country panel data. *Applied Economics* 48, 892-901. doi:10.1080/00036846.2015.1090548
- Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K.H., Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., 2009. Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics* 68, 2696-2705. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.05.007
- Labrousse, E., 1966. The evolution of peasant society in France from the eighteenth century to the present, in: Acomb, E.M., Brown, M.L. (Ed.), *French Society and Culture since the Old Regime*. Holt, Rhinehart and Winston, New York.
- Lafferty, W.M., Meadowcroft, J., 2000. *Implementing sustainable development : strategies and initiatives in high consumption societies*. Oxford University Press.
- Lardé, P., Zuindeau, B., 2010. Théorie de la régulation et développement durable : essai d'analyse de la diversité nationale en matière d'environnement et de politiques environnementales. *Géographie, économie, société* 12, 261-278.
- Lascoumes, P., 1994. *L'éco-pouvoir : environnements et politiques*. La Découverte, Paris.
- Laurent, E., 2011. Issues in environmental justice within the European Union. *Ecological Economics* 70, 1846-1853. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.06.025
- Laurent, E., 2010. The French carbon tax: autopsy of an ambition. *French Politics, Culture & Society* 28, 114-122. doi:10.3167/fpcs.2010.280307
- Laurent, E., 2009. Écologie et inégalités. *Revue de l'OFCE* 109, 33. doi:10.3917/reof.109.0033
- Le Roux, T., 2011. *Le laboratoire des pollutions industrielles. Paris, 1770-1830*. Albin Michel, Paris.

- Le Roy Ladurie, E., 2009. Histoire humaine et comparée du climat, Vol. 1, 2, 3. Fayard, Paris.
- Le Roy Ladurie, E., 1967. Histoire du climat depuis l'an mil. Flammarion, Paris.
- Lee, C.-C., Chang, C.-P., 2008. Energy consumption and economic growth in Asian economies: a more comprehensive analysis using panel data. *Resource and Energy Economics* 30, 50-65. doi:10.1016/j.reseneeco.2007.03.003
- Lee, C.-C., Chang, C.-P., Chen, P.-F., 2008. Energy-income causality in OECD countries revisited: the key role of capital stock. *Energy Economics* 30, 2359-2373. doi:10.1016/j.eneco.2008.01.005
- Lenzen, M., Murray, S.A., 2001. A modified ecological footprint method and its application to Australia. *Ecological Economics* 37, 229-255. doi:10.1016/S0921-8009(00)00275-5
- 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. doi:10.1016/j.energy.2005.01.009
- Liébig, J., 1845. *Lettres sur la chimie*. Mascana.
- Liefferink, D., Arts, B., Kamstra, J., Ooijevaar, J., 2009. Leaders and laggards in environmental policy: a quantitative analysis of domestic policy outputs. *Journal of European Public Policy* 16, 677-700. doi:10.1080/13501760902983283
- Lijphart, A., 2012. *Patterns of democracy : government forms and performance in thirty-six countries*, 2<sup>e</sup> ed. Yale University Press, New Haven.
- Lipietz, A., 2012. *Green Deal. La crise du libéral-productivisme et la réponse écologiste*. La Découverte, Paris.
- Lipietz, A., 2002. Écologie politique régulationniste ou économie de l'environnement ?, in: Boyer, R Saillard, Y. (Éd.), *Théorie de la Régulation : l'état des savoirs*. La Découverte, Paris.
- Lipietz, A., 1999. *Qu'est-ce que l'écologie politique ? La grande transformation du XXIème siècle*. La Découverte, Paris.
- Lipietz, A., 1984. Accumulation, crises et sorties de crises. Quelques réflexions méthodologiques autour de la notion de régulation, CEPREMAP Working Papers.
- 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. doi:10.1016/j.enpol.2012.11.031
- Locher, F., Quenet, G., 2009. L'histoire environnementale : origines, enjeux et perspectives d'un nouveau chantier. *Revue d'histoire moderne et contemporaine* 56, 7-38. doi:10.2307/25676984
- Maddison, A., 2003. Growth accounts, technological change, and the role of energy in western growth, in: Cavaciocchi, S. (Éd.), *Economia e Energia*. Le Monnier, Firenze, p. 42-59.
- Maddison, A., 1995. *Monitoring the world economy 1820-1992*. OECD, Paris.
- Magnani, E., 2000. The environmental Kuznets curve, environmental protection policy and income distribution. *Ecological Economics* 32, 431-443. doi:10.1016/s0921-



8009(99)00115-9

- Magnin, E., 2013. Diversité des capitalismes et développement durable : effets de complémentarité ou basculement de la hiérarchie institutionnelle ?, in: Congrès de l'AFEP. Bordeaux.
- Malthus, T.R., 1803. Essai sur le principe de population. Flammarion, 1992, Paris.
- Mancebo, F., 2009. Des développements durables. Quel référentiel pour les politiques de développement durable en Europe ? *Cybergeo*. doi:10.4000/cybergeo.21987
- Mann, C.C., 2011. 1493. Uncovering the new world Columbus created. Knopf.
- Mansfield, B., 2004. Rules of privatization: contradictions in neoliberal regulation of north pacific fisheries 94, 565-584.
- Martinez-Alier, J., 2002. The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation. Edward Elgar Publishing.
- Marx, K., 1975. Théories sur la plus-value. Editions Sociales, Paris.
- Marx, K., 1867. Le Capital, livre I. Gallimard, La Pléiade, 1965.
- Marx, K., s. d. Le Capital, livre III.
- McAnany, P.A., Yoffee, N. (Éd.), 2009. Questioning collapse: human resilience, ecological vulnerability, and the aftermath of empire. Cambridge University Press.
- McLaren, J.P.S., 1983. Nuisance law and the industrial revolution. Some lessons from social history. *Oxford Journal of Legal Studies* 3, 155-221. doi:10.1093/OJLS/3.2.155
- McNeill, J.R., 2010a. The state of the field of environmental history. *Annual Review of Environment and Resources* 35, 345-374. doi:10.1146/annurev-environ-040609-105431
- McNeill, J.R., 2010b. Mosquito empires. Ecology and war in the Greater Caribbean. 1620-1914. Cambridge University Press.
- McNeill, J.R., 2010c. Du nouveau sous le soleil. Une histoire de l'environnement mondial au XXe siècle. Champ Vallon, Seyssel.
- Meadowcroft, J., 2012. Greening the state?, in: Steinberg, P.F., VanDeveer, S.D. (Éd.), Comparative environmental politics: theory, practice, and prospects. MIT Press, Cambridge MA.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W., 1972. The limits to growth. Signet, New York.
- Menesguen, A., 1990. Présentation du phénomène d'eutrophisation littorale, in: Guillaud, J.-F., Romana, L.-A. (Éd.), La mer et les rejets urbains. IFREMER, Bendor, p. 35-52.
- Mikkelsen, G.M., Gonzalez, A., Peterson, G.D., 2007. Economic inequality predicts biodiversity loss. *PLoS ONE* 2, e444. doi:10.1371/journal.pone.0000444
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis, Ecosystems. Island Press, Washington, DC. doi:10.1196/annals.1439.003
- Mitchell, T., 2013. Carbon democracy: le pouvoir politique à l'ère du pétrole. La Découverte, Paris.
- Mitchell, T., 2011. Petrocratia. La démocratie à l'âge du carbone. Ere, Alfortville.

- Montesquieu, C. de, 1748. *De l'esprit des lois*. Ernest Flammarion, 1995.
- Neeson, J.M., 1996. *Commoners: common right, enclosure and social change in England, 1700-1820*. Cambridge University Press.
- Neumayer, E., 2003. *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Newbery, D., 1996. The restructuring of UK energy industries: what have we learned?, in: MacKerron, G., Pearson, P.J.G. (Éd.), *The UK Energy Experience: A Model or a Warning?* Imperial College Press, London, p. 1–30.
- 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. doi:10.1016/0165-4896(93)90008-7
- Nordhauser, N.E., 1979. *The quest for stability: domestic oil regulation 1917–1935*. Garland, New York and London.
- Norgaard, R.B., 1994. *Development betrayed. The end of progress and a coevolutionary revisioning of the future*. Routledge, London.
- Norgaard, R.B., 1992. Coevolution in economy, society and environment, in: Elkins, P., Max-Neef, M. (Éd.), *Real-life economics*. Routledge, London.
- O'Brien, P., Keyder, C., 1979. Les voies de passage vers la société industrielle en Grande-Bretagne et en France 1780-1914, in: *Annales ESC*. p. 1284-1303. doi:10.3406/ahess.1979.294122
- O'Connor, J., 1998. *Natural causes: essays in ecological marxism*. Guilford Press, New York and London.
- OCDE, 2015. Green growth indicators database [WWW Document]. URL [http://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=GREEN\\_GROWTH](http://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=GREEN_GROWTH) (consulté le 8.31.15).
- OCDE, 2014. *Green growth indicators 2014*. OECD Green Growth Studies. doi:10.1787/9789264202030-en
- OCDE, 2008. *Household behaviour and the environment: reviewing the evidence*. OECD publishing, Paris.
- OCDE, 2007a. *Compendium - Données OCDE sur l'environnement* [WWW Document]. URL <http://www.oecd.org/fr/env/indicateurs-modelisation-perspectives/compendium-donneesocdesurlenvironnement.htm> (consulté le 3.30.09).
- OCDE, 2007b. *Dépenses de lutte contre la pollution dans les pays de l'OCDE*. Les éditions de l'OCDE, Paris.
- OCDE, 2004. *L'OCDE en chiffre, édition 2004, statistiques sur les pays membres*. Les éditions de l'OCDE, Paris.
- OCDE, 1999. *Les instruments économiques pour le contrôle de la pollution et la gestion des ressources naturelles dans les pays de l'OCDE : un examen d'ensemble* (No. v. 7, n° 72), OECD working papers.
- Oh, W., Lee, K., 2004. Causal relationship between energy consumption and GDP revisited: the case of Korea 1970–1999. *Energy Economics* 26, 51-59. doi:10.1016/S0140-

- Olson, M.J., 1965. *The logic of collective action*. Harvard University Press, Cambridge.
- Olsson, L., Opondo, M., Tschakert, P., Agrawal, A., Eriksen, S.H., Ma, S., Perch, L.N., Zakieldean, 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., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Éd.), *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, p. 793–832.
- Oltra, V., Saint Jean, M., 2011. Innovations environnementales et dynamique industrielle, in: Belis-Bergouignan, M.-C., Jullien, B., Lung, Y., Yildizoglu, M. (Éd.), *Industrie, innovation, institution*. Presse Universitaire de Bordeaux, Bordeaux, p. 297–346.
- Ost, F., 1995. *La nature hors la loi. L'écologie à l'épreuve du droit*, 2e éditio. ed. La Découverte, Paris.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, New York.
- Paavola, J., 2007. Institutions and environmental governance: A reconceptualization. *Ecological Economics* 63, 93–103. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.09.026
- Paavola, J., 2004. Protected areas governance and justice: theory and the european unions habitats directive. *Environmental Sciences* 1, 59–77. doi:10.1076/evms.1.1.59.23763
- Paavola, J., 2002. Rethinking the choice and performance of environmental policies, in: Bromley, D.W., Paavola, J. (Éd.), *Economics, Ethics and Environmental Policy, Contested Choices*. Blackwell Publishing, Oxford, p. 87–102.
- Paavola, J., Adger, W.N., 2005. Institutional ecological economics. *Ecological Economics* 53, 353–368. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.09.017
- Painter, D.S., 2009. The Marshall plan and oil. *Cold War History* 9, 159–175. doi:10.1080/14682740902871851
- Pandit, R., Laband, D.N., 2009. Economic well-being, the distribution of income and species imperilment. *Biodiversity and Conservation* 18, 3219–3233. doi:10.1007/s10531-009-9638-y
- Parry, I.W.H., 2004. Are emissions permits regressive? *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 364–387. doi:10.1016/j.jeem.2003.07.001
- Pepper, M., Uzzell, D., Jackson, T., 2009. An examination of the values that motivate socially conscious and frugal consumer behaviours. *International Journal of Consumer Studies* 33, 126–136. doi:10.1111/j.1470-6431.2009.00753.x
- Pierson, M., 2011. *Aides d'Etat et politiques de l'Union européenne : contrôle communautaire des interventions étatiques ou interventionnisme communautaire*. Université de Bordeaux.
- Piketty, T., 2013. *Le Capital au XXIe siècle*. Seuil, Paris.

- Polanyi, K., 1944. The great transformation, traduction française La grande transformation. Gallimard, Paris.
- Pomeranz, K., 2000. Une grande divergence. La Chine, l'Europe et la construction de l'économie mondiale. Albin Michel, 2010, Paris.
- Porter, M.E., Linde, C. van der, 1995. Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9, 97-118. doi:10.1257/jep.9.4.97
- Quesnay, F., 1758. Tableau économique. Paris, Paris.
- Quirion, P., 2013. L'effet net sur l'emploi de la transition énergétique en France : Une analyse input-output du scénario négaWatt, CIRED Working Paper.
- Ricardo, D., 1817. On the principles of political economy and taxation. John Murray, London.
- Richards, J.F., 2003. The unending frontier. An environmental history of the early modern world. University of California Press, Berkeley.
- Roca, J., 2003. Do individual preferences explain the environmental Kuznets curve? *Ecological Economics* 45, 3-10. doi:10.1016/S0921-8009(02)00263-X
- Roca, J., Serrano, M., 2007. Income growth and atmospheric pollution in Spain: an input-output approach. *Ecological Economics* 63, 230-242. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.11.012
- Roemer, J.E., 1993. Would economic democracy decrease the amount of public bads? *The Scandinavian Journal of Economics* 95, 227. doi:10.2307/3440408
- Røpke, I., 2005. Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics* 55, 262-290. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.10.010
- Rousseau, S., 2004. Dimensions humaine et sociale du développement durable : une problématique séparée du volet environnemental ? *Développement durable et territoires*. doi:10.4000/developpementdurable.1214
- Rousseau, S., 2003. Rente sur l'environnement et localisation. *Géographie Économie Société* 5, 77-90. doi:10.1016/S1295-926X(03)00002-9
- Rousseau, S., 2002. Économie et environnement : une analyse régulationniste de la rente environnementale. université de Lille 1.
- Rubin, J., 2010. Demain, un tout petit monde: comment le pétrole entraînera la fin de la mondialisation. Hurtubise.
- Rubin, J., Buchanan, P., 2008. What's the real cause of the global recession?, October, *StrategEcon*.
- Ruddiman, W.F., 2013. The Anthropocene. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 41, 45-68. doi:10.1146/annurev-earth-050212-123944
- Rueda, D., Pontusson, J., 2000. Wage inequality and varieties of capitalism. *World Politics* 52, 350-383. doi:10.1017/S0043887100016579
- Sahlins, P., 1994. Forest rites. The war of the demoiselles in nineteenth-century France. Cambridge University Press, Cambridge.

- Schneider, M.R., Paunescu, M., 2012. Changing varieties of capitalism and revealed comparative advantage from 1990 to 2005. *Socio-economic review* 10, 731-753.
- Scruggs, L.A., 2003. *Sustaining abundance: environmental performance in advanced democracies*. Cambridge University Press, New York.
- Scruggs, L.A., 1998. Political and economic inequality and the environment. *Ecological Economics* 26, 259-275. doi:10.1016/S0921-8009(97)00118-3
- Selden, T.M., Song, D., 1994. Environmental quality and development: is there a Kuznets curve for air pollution emissions? *Journal of Environmental Economics and Management* 27, 147-162. doi:10.1006/jeem.1994.1031
- Serres, B.A. De, Murtin, F., Nicoletti, G., 2010. A framework for assessing green growth policies (No. 774), Economics Department Working Papers.
- Serret, Y., Johnstone, N., 2006. The distributional effects of environmental policy. OCDE, Paris.
- Shafik, N., 1994. Economic development and environmental quality: an econometric analysis. *Oxford Economic Papers* 46, 757-773. doi:10.1093/OEP/46.SUPPLEMENT\_1.757
- Skocpol, T., 1979. *States and social revolutions: a comparative analysis of France, Russia, and China*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smil, V., 1994. *Energy in world history*. Westview Press, Boulder, CO.
- Spence, M., 1999. *Dispossessing the wilderness. Indian removal and the making of the national parks*. Oxford University Press, Oxford.
- Sprinz, D., Vaahtoranta, T., 1994. The interest-based explanation of international environmental policy. *International Organization* 48, 77-105. doi:10.1017/S0020818300000825
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C., 2015. The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *The Anthropocene Review* 2, 81-98. doi:10.1177/2053019614564785
- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 614-621. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J.R., 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369.
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.-J., Turner II, B., Wasson, R., 2004. *Global change and the Earth system. A planet under pressure*, Katalog BPS. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2
- Stern, D.I., 2014. The environmental Kuznets curve: a primer. CCEP Working Paper June 2014, 21. doi:10.1016/j.econlet.2005.03.004
- Stern, D.I., 2011. The role of energy in economic growth. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1219, 26-51. doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05921.x

- Stern, D.I., 2004. The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World Development* 32, 1419-1439. doi:10.1016/j.worlddev.2004.03.004
- Stern, D.I., 2000. A multivariate cointegration analysis of the role of energy in the US macroeconomy. *Energy Economics* 22, 267-283. doi:10.1016/S0140-9883(99)00028-6
- Stern, D.I., 1993. Energy and economic growth in the USA: a multivariate approach. *Energy Economics* 15, 137-150. doi:10.1016/0140-9883(93)90033-N
- Suri, V., Chapman, D., 1998. Economic growth, trade and energy: implications for the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* 25, 195-208. doi:10.1016/S0921-8009(97)00180-8
- Tanuro, D., 2010. *L'impossible capitalisme vert. Les Empêcheurs de penser en rond, La Découverte, Paris.*
- The world Bank, s. d. World Development Indicators, World DataBank [WWW Document]. URL <http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=world-development-indicators> (consulté le 1.1.17).
- Theys, J., 1993. *L'environnement, à la recherche d'une définition. Paris.*
- Toke, D., Breukers, S., Wolsink, M., 2008. Wind power deployment outcomes: how can we account for the differences? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, 1129-1147. doi:10.1016/j.rser.2006.10.021
- Tordjman, H., 2008. La construction d'une marchandise : le cas des semences. *Annales. Histoire, Sciences Sociales* 1341-1368.
- 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. doi:10.1504/IJSSOC.2011.041267
- Torres, M., Boyce, J.K., 1998. Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* 25, 147-160.
- van den Bergh, J.C.J.M., 2001. Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. *Regional Environmental Change* 2, 13-23. doi:10.1007/s101130000020
- Vatn, A., 2009a. Governing the environment: the institutional economics approach. *Economics and Policy of Energy and the Environment* 1, 61-86.
- Vatn, A., 2009b. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics* 68, 2207-2215. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.04.005
- Vatn, A., 2005. *Institutions and the Environment. Edward Elgar, Cheltenham.*
- Veblen, T., 1899. *The theory of the leisure class: An economic study in the evolution of institutions. Macmillan & Company, Limited.*
- Vercelli, A., 1991. *Methodological foundations of macroeconomics: Keynes and Lucas. Cambridge University Press.*
- Vietor, R.H.K., 1984. *Energy policy in America since 1945: a study of business government relations. Cambridge University Press, Cambridge.*



- Visser, J., Checchi, D., 2009. Economic inequality and the welfare state, in: Salverda, W., Nolan, B., Smeeding, T.M. (Éd.), *The Oxford handbook of economic inequality*. Oxford University Press, p. 230-256.
- Vivien, F.-D., 1994. *Economie et écologie*. La Découverte, Paris.
- Vivier, N., 1998. *Propriété collective et identité communale. Les biens communaux en France, 1750-1914*. Publications de la Sorbonne, Paris.
- Vona, F., Patriarca, F., 2011. Income inequality and the development of environmental technologies. *Ecological Economics* 70, 2201-2213. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.06.027
- Wallace, D., 1995. *Environmental policy and industrial innovation: strategies in Europe, the US, and Japan*. Earthscan, London.
- Wang, C., Caminada, K., Goudswaard, K., 2012. The redistributive effect of social transfer programmes and taxes: A decomposition across countries. *International Social Security Review* 65, 27-48. doi:10.1111/j.1468-246X.2012.01435.x
- Warr, B.S., Ayres, R.U., 2010. Evidence of causality between the quantity and quality of energy consumption and economic growth. *Energy* 35, 1688-1693. doi:10.1016/j.energy.2009.12.017
- Weber, C.L., Matthews, H.S., 2008. Quantifying the global and distributional aspects of American household carbon footprint. *Ecological Economics* 66, 379-391. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.09.021
- Wier, M., Birr-Pedersen, K., Jacobsen, H.K., Klok, J., 2005. Are CO2 taxes regressive? Evidence from the Danish experience. *Ecological Economics* 52, 239-251. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.08.005
- Wijkman, A., Skanberg, S., 2015. *The circular economy and benefits for society. Jobs and climate clear winners in an economy based on renewable energy and resource efficiency*. Rome.
- Wilkinson, I.P., Poirier, C., Head, M.J., Sayer, C.D., Tibby, J., 2014. Microbiotic signatures of the anthropocene in marginal marine and freshwater palaeoenvironments. *Geological Society, London, Special Publications* 395, 185-219. doi:10.1144/SP395.14
- Wilkinson, R., Pickett, K., 2009. *The spirit level: why equality is better for everyone*. Penguin UK.
- World Values Survey Association, s. d. World values survey 1981-2014 longitudinal aggregate v.20150418 [WWW Document]. URL <http://www.worldvaluessurvey.org/WVSDocumentationWVL.jsp> (consulté le 1.3.17).
- Zuindeau, B., 2008. Théorie de la Régulation et environnement : éléments théoriques et application, in: *Séminaire du GREThA*. Bordeaux, p. 26.
- Zuindeau, B., 2007. Régulation School and environment: theoretical proposals and avenues of research. *Ecological Economics* 62, 281-290. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.12.018







## Liste des Figures

Figure 1. Présentation synoptique des liens nature / économie.....	31
Figure 2. Consommation mondiale d'énergie primaire par type (millions de tonnes équivalent pétrole), 1800-2000.....	70
Figure 3. Intensité énergétique mondiale et consommation d'énergie par habitant, énergie primaire fossile et issue de la biomasse seules, 1820 à 2000.....	71
Figure 4. Evolution de l'état de l'environnement mondial de 1750 à 2010.....	75
Figure 5. Extraction matérielle mondiale, pour quatre types de matériaux (milliards de tonnes).....	76
Figure 6. Evolution de déterminants anthropiques de l'état de l'environnement mondial de 1750 à 2010.....	77
Figure 7. Evolution des prix réels du pétrole et périodes de récession mondiale.....	84
Figure 8. Prix nominaux du pétrole brut, 1913-1972 (en dollars par baril).....	94
Figure 9. Nombre cumulé de cinq activités environnementales nationales de 1900 à 1987.....	98
Figure 10. Etapes clés du développement des instruments de marchés.....	99
Figure 11. Evolution du nombre de DIE selon les modèles de capitalismes contemporains.....	101
Figure 12. Relation entre consommation de matière par habitant et PIB par habitant en 2000.....	106
Figure 13. Intégration des enjeux environnementaux aux modèles socio-économiques : schéma de synthèse.....	123
Figure 14. Mécanismes reliant les caractéristiques des modèles de capitalismes et les DIE.....	136
Figure 15. Projection des variables synthétiques sur le premier plan factoriel. Source : Elie et al. (2012).....	144
Figure 16. Projection des modalités et des pays sur le premier plan factoriel, et regroupement des pays par classe. Source : Elie et al. (2012).....	147
Figure 17. Pressions environnementales et revenus individuels.....	163
Figure 18. Effet d'une modification des normes sociales de consommation sur la pression environnementale individuelle.....	168
Figure 19. De la demande politique de qualité environnementale à la politique environnementale : le rôle des inégalités.....	174
Figure 20. Canaux de transmission entre inégalités et performances environnementales.....	175
Figure 21. Comparaison de l'évolution des niveaux de Sévérité des Politiques Environnementales (cercles verts, échelle de gauche) et d'inégalités (losanges marron, échelle de droite), par pays, entre 1990 et 2012 (classement des pays décroissant selon leur niveau de SPE de l'année 2012). Données OCDE.....	207
Figure 22. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse).....	208
Figure 23. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse).....	209
Figure 24. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PENVTAX (en abscisse).....	210
Figure 25. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse).....	281
Figure 26. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse).....	283
Figure 27. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PENVTAX (en abscisse).....	284
Figure 28. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de PTAXENV (en abscisse).....	286
Figure 29. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse).....	289
Figure 30. Effet marginal de GINI sur SPER (en ordonnée), selon le niveau de TMIHR (en abscisse).....	290
Figure 31. Effet marginal de GINI sur SPER (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse).....	291
Figure 32. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de TMIHR (en abscisse).....	293
Figure 33. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse).....	293



## Liste des Tableaux

<i>Tableau 1. Fonctions, processus et composants, et biens et services des écosystèmes naturels et semi-naturels</i>	29
<i>Tableau 2. Chocs pétroliers et périodes de récession aux Etats-Unis depuis 1945</i>	85
<i>Tableau 3. Sources et variables utilisées, classées par dimensions</i>	140
<i>Tableau 4. Contributions des modalités dans la définition des axes issus de l'analyse des correspondances multiples</i>	143
<i>Tableau 5. Caractéristiques des classes issues de la classification ascendante hiérarchique</i>	148
<i>Tableau 6. Synthèse des résultats empiriques des études analysant l'effet des inégalités économiques sur les pressions et les institutions environnementales</i>	178
<i>Tableau 7. Résumé du jeu de variables</i>	195
<i>Tableau 8. Corrélations par paires</i>	196
<i>Tableau 9. Corrélations par paire des coefficients de Gini post-redistribution alternatifs</i>	197
<i>Tableau 10. Vue d'ensemble des résultats économétriques</i>	203
<i>Tableau 11. Résultats régressions logistiques sur les deux variables</i>	264
<i>Tableau 12. Effets marginaux du revenu relatif sur la demande de taxes environnementales, par vague et par pays</i>	265
<i>Tableau 13. Effets marginaux du revenu relatif sur la demande de protection de l'environnement au détriment de la promotion de la croissance et de l'emploi, par vague et par pays</i>	266
<i>Tableau 14. Résultats des modèles empilés - RDPENV</i>	268
<i>Tableau 15. Résultats des modèles à effets aléatoires individuels – RDPENV</i>	269
<i>Tableau 16. Résultats des modèles à effets fixes individuels - AIRPRO</i>	270
<i>Tableau 17. Résultats des modèles à effets fixes temporels – AIRPRO</i>	270
<i>Tableau 18. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPE</i>	271
<i>Tableau 19. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE</i>	272
<i>Tableau 20. Résultats des modèles à effets aléatoires individuels - SPEE</i>	273
<i>Tableau 21. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPEE</i>	274
<i>Tableau 22. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPEE</i>	275
<i>Tableau 23. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPER</i>	276
<i>Tableau 24. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPER</i>	277
<i>Tableau 25. Résultats des modèles empilés - TAXENV</i>	278
<i>Tableau 26. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV</i>	278
<i>Tableau 27. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE</i>	280
<i>Tableau 28. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPEE</i>	282
<i>Tableau 29. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV</i>	285
<i>Tableau 30. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE</i>	288
<i>Tableau 31. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPER</i>	290
<i>Tableau 32. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV</i>	292



# **Annexes**



## Annexe A - Tableau des données brutes (chapitre 2)

Note : Pour les ACP, les valeurs manquantes ont été remplacées par les valeurs moyennes des 21 pays considérés.

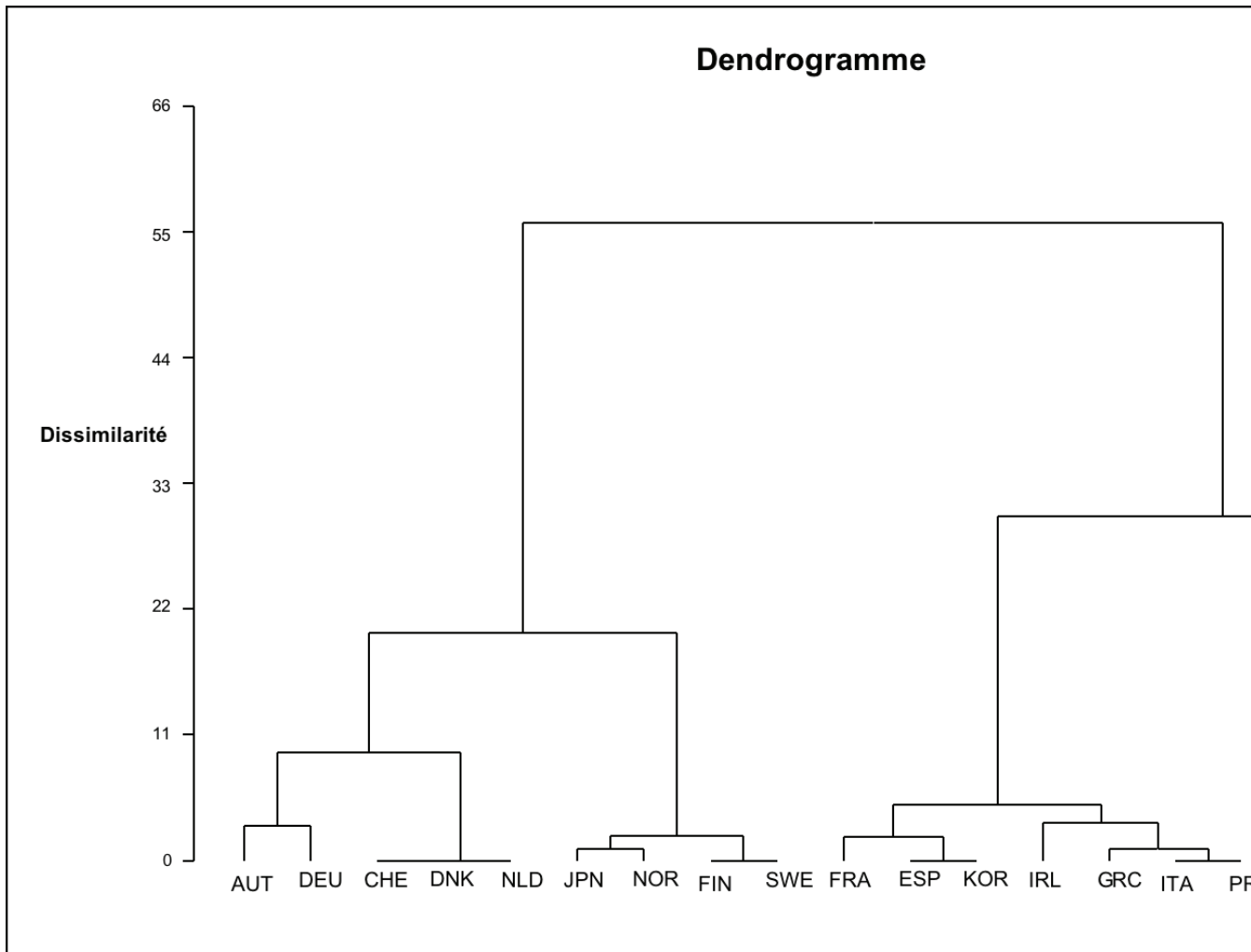
codes pays	Pays (ordre alphabétique)	Nombres d'initiatives d'Agenda 21 locaux par millions d'habitants	degrés d'application de la réglementation	effet de la mise en conformité à la réglementation sur la compétitivité	degrés de contrainte des réglementations environnementales	degrés de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine de l'air	degrés de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des déchets toxiques	degrés de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine de l'eau	degrés de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des OGM	degrés de contrainte des réglementations environnementales dans le domaine des déchets chimiques	Notation moyenne, par Innovest, en terme d'EcoValue, des firmes ayant leurs sièges dans le pays considéré	de flexibilité réglementaire
AUS	Australia	9,0	5,5	5,3	5,9	5,6	6,0	5,8	5,2	6,1	0,0	
AUT	Austria	8,0	5,6	5,4	6,6	6,6	6,4	6,6	6,6	6,6	-0,4	
BEL	Belgium	10,3	5,3	5,2	5,6	5,2	5,5	5,6	5,2	5,8	0,0	
CAN	Canada	0,5	5,0	5,1	5,9	5,6	6,0	5,9	5,0	6,0	0,5	
DNK	Denmark	40,2	5,8	5,7	6,6	6,4	6,6	6,6	6,4	6,6	-0,1	
FIN	Finland	58,3	6,0	5,8	6,4	6,7	6,5	6,8	5,9	6,8	1,6	
FRA	France	1,2	5,0	4,9	5,7	5,4	5,8	5,6	6,1	5,6	0,3	
DEU	Germany	24,8	5,6	5,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,6	0,9	
GRC	Greece	3,7	3,7	4,0	3,9	3,6	3,8	3,9	4,1	3,8	-0,6	
IRL	Ireland	7,4	4,4	4,7	4,9	4,8	4,9	4,8	5,0	4,8	-0,6	
ITA	Italy	7,4	3,9	4,3	5,1	4,9	5,3	4,9	5,1	5,1	-0,6	
JPN	Japan	0,9	5,3	5,4	5,8	5,9	5,7	5,9	5,3	5,8	1,6	
NLD	Netherlands	6,2	5,4	5,6	6,3	6,3	6,2	6,5	5,8	6,4	1,5	
NOR	Norway	62,4	5,3	5,4	6,0	5,9	5,9	5,7	6,3	6,0	1,0	
PRT	Portugal	2,7	3,9	4,5	4,3	4,3	4,3	4,2	4,4	4,4	-0,6	
KOR	South Korea	3,6	4,3	4,6	4,2	4,1	4,3	4,3	3,9	4,4	0,9	
ESP	Spain	8,8	4,2	5,0	4,6	4,6	4,9	4,8	4,4	4,8	0,2	
SWE	Sweden	32,4	5,3	5,4	6,4	6,3	6,5	6,4	6,0	6,5	1,3	
CHE	Switzerland	11,4	5,9	5,6	6,4	6,3	6,2	6,5	5,9	6,3	1,6	
GBR	United Kingdom	7,2	5,2	5,0	5,7	5,4	5,7	5,6	5,5	5,8	1,3	
USA	United States	0,3	5,1	5,0	6,2	6,2	6,3	6,3	5,0	6,4	0,5	



Annexes

Nombre de compagnies certifiées iso 14001 par milliard de dollar de PIB (PPP)	Nombre d'organisations membre de l'IUCN par million d'habitants	dépenses de lutte contre la pollution (en % du PIB)	Dépenses publiques de lutte contre pollution de l'air (en USD par hab)	dépenses publiques de gestion des déchets (en USD par hab)	dépenses publiques de gestion des eaux usées (en USD par hab)	recours aux systèmes de permis échangeables (nombre de systèmes nationaux mis en place)	recours aux systèmes de permis échangeables (nombre de systèmes régionaux mis en place)	Principales zones protégées (% de la superficie totale)	Participation aux traités internationaux environnementaux	Pourcentage de la superficie total du pays sous statut protégé	degrès de précocité de la réglementation vis-à-vis des autres pays	Budgets publics de R&D en matière de protection de l'environnement (dernière année disponible, en % des crédits budgétaires publics totaux de R&D)
1,5	1,6	0,2	2,0	23,8	34,0	0	2	9,9	0,8	7,5	5,2	1,9
2,1	0,8	1,1	2,6	117,1	184,6	0	0	36,4	0,8	36,4	6,4	1,3
1,1	1,0	0,5	1,0	69,9	45,5	1	6	3,4	0,9	13,7	4,7	2,7
1,3	1,2	0,6	..	50,5	74,2	4	2	9,9	0,9	6,3	5,5	4,6
4,3	1,7	1,4	7,0	171,3	138,4	3	0	37,2	1,0	25,6	6,7	2,3
7,8	1,0	0,5	9,4	19,4	61,3	0	0	9,1	0,9	8,9	6,2	2,2
1,5	0,7	0,6	0,9	59,7	..	1	1	13,3	1,0	11,3	5,2	2,9
1,9	0,3	1,3	0,3	163,4	177,6	0	0	35,7	1,0	31,7	6,2	3,1
0,5	0,7	0,5	..	53,0	14,6	0	0	5,2	0,9	3,2	3,4	3,3
0,8	0,8	0,4	..	20,4	56,3	0	0	2,4	0,9	1,3	4,2	2,4
2,1	0,4	0,8	2,3	46,1	24,2	0	0	12,1	0,9	11,2	4,2	2,3
4,0	0,2	0,5	53,0	9,8	60,8	0	0	17,2	0,9	14,0	5,3	0,9
2,5	2,0	1,2	30,0	56,3	133,8	1	0	25,3	1,0	26,2	6,1	3,0
2,1	1,3	0,6	5,0	17,2	83,4	2	0	6,5	1,0	6,2	5,7	2,6
1,3	0,4	0,5	0,1	38,3	30,6	0	0	7,3	0,9	5,1	4,1	3,5
1,9	0,1	0,8	1,9	52,3	79,6	0	0	7,1	0,8	3,6	3,9	4,5
5,5	0,9	0,6	1,0	41,8	47,2	2	0	9,6	0,9	9,2	4,0	1,7
9,9	0,9	0,3	..	43,9	67,7	2	0	8,0	1,0	7,2	6,4	1,0
5,3	1,2	0,7	5,8	82,8	134,8	1	0	28,7	1,0	28,8	5,8	0,3
1,9	0,9	0,4	4,6	89,0	6,7	6	0	10,9	1,0	10,5	5,4	1,6
0,3	0,3	0,7	8,9	58,9	105,0	7	4	24,9	0,7	15,8	5,9	0,6

## Annexe B – Dendrogramme et caractéristiques des classes (chapitre 2)



## Caractérisation par les modalités des classes de la partition

## Coupure de l'arbre en 4 classes

Classe: Classe 1 / 4 (Effectif: 6 - Pourcentage: 28.57)				
Libellés des variables	Modalités caractéristiques	% de la modalité dans la classe	% de la modalité dans l'échantillon	% de la classe dans modalité
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 2	100	38,1	75
Recours Marché	Recours Marché 3	66,67	19,05	100
Décentralisation	Décentralisation 2	100	52,38	54,55
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 1	50	14,29	100
Insertion Intern	Insertion Intern 2	66,67	33,33	57,14
Flexibilité	Flexibilité 3	83,33	61,9	38,46
Zones protégées	Zones protégées 1	83,33	71,43	33,33
Insertion Intern	Insertion Intern 1	33,33	28,57	33,33
Zones protégées	Zones protégées 3	16,67	28,57	16,67
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 2	50	61,9	23,08
Décentralisation	Décentralisation 1	0	19,05	0
Flexibilité	Flexibilité 1	16,67	38,1	12,5
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 3	0	23,81	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 1	0	28,57	0
Décentralisation	Décentralisation 3	0	28,57	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 3	0	33,33	0
Insertion Intern	Insertion Intern 3	0	38,1	0
Recours Marché	Recours Marché 1	33,33	80,95	11,76

<b>Classe: Classe 2 / 4 (Effectif: 6 - Pourcentage: 28.57)</b>				
<b>Libellés des variables</b>	<b>Modalités caractéristiques</b>	<b>% de la modalité dans la classe</b>	<b>% de la modalité dans l'échantillon</b>	<b>% de la classe dans modalité</b>
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 1	100	28,57	100
Décentralisation	Décentralisation 1	66,67	19,05	100
Flexibilité	Flexibilité 1	83,33	38,1	62,5
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 2	100	61,9	46,15
Zones protégées	Zones protégées 1	100	71,43	40
Insertion Intern	Insertion Intern 1	50	28,57	50
Recours Marché	Recours Marché 1	100	80,95	35,29
Insertion Intern	Insertion Intern 2	50	33,33	42,86
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 1	0	14,29	0
Décentralisation	Décentralisation 2	33,33	52,38	18,18
Recours Marché	Recours Marché 3	0	19,05	0
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 3	0	23,81	0
Décentralisation	Décentralisation 3	0	28,57	0
Zones protégées	Zones protégées 3	0	28,57	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 3	0	33,33	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 2	0	38,1	0
Insertion Intern	Insertion Intern 3	0	38,1	0
Flexibilité	Flexibilité 3	16,67	61,9	7,69

<b>Classe: Classe 3 / 4 (Effectif: 4 - Pourcentage: 19.05)</b>				
<b>Libellés des variables</b>	<b>Modalités caractéristiques</b>	<b>% de la modalité dans la classe</b>	<b>% de la modalité dans l'échantillon</b>	<b>% de la classe dans modalité</b>
Insertion Intern	Insertion Intern 3	100	38,1	50
Décentralisation	Décentralisation 3	75	28,57	50
Flexibilité	Flexibilité 3	100	61,9	30,77
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 2	100	61,9	30,77
Zones protégées	Zones protégées 1	100	71,43	26,67
Recours Marché	Recours Marché 1	100	80,95	23,53
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 3	50	33,33	28,57
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 2	50	38,1	25
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 1	0	14,29	0
Décentralisation	Décentralisation 1	0	19,05	0
Recours Marché	Recours Marché 3	0	19,05	0
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 3	0	23,81	0
Décentralisation	Décentralisation 2	25	52,38	9,09
Zones protégées	Zones protégées 3	0	28,57	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 1	0	28,57	0
Insertion Intern	Insertion Intern 1	0	28,57	0
Insertion Intern	Insertion Intern 2	0	33,33	0
Flexibilité	Flexibilité 1	0	38,1	0

<b>Classe: Classe 4 / 4 (Effectif: 5 - Pourcentage: 23.81)</b>				
<b>Libellés des variables</b>	<b>Modalités caractéristiques</b>	<b>% de la modalité dans la classe</b>	<b>% de la modalité dans l'échantillon</b>	<b>% de la classe dans modalité</b>
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 3	100	23,81	100
Zones protégées	Zones protégées 3	100	28,57	83,33
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 3	100	33,33	71,43
Insertion Intern	Insertion Intern 3	80	38,1	50
Décentralisation	Décentralisation 3	60	28,57	50
Recours Marché	Recours Marché 1	100	80,95	29,41
Flexibilité	Flexibilité 1	40	38,1	25
Décentralisation	Décentralisation 2	40	52,38	18,18
Insertion Intern	Insertion Intern 1	20	28,57	16,67
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 1	0	14,29	0
Flexibilité	Flexibilité 3	60	61,9	23,08
Décentralisation	Décentralisation 1	0	19,05	0
Recours Marché	Recours Marché 3	0	19,05	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 1	0	28,57	0
Insertion Intern	Insertion Intern 2	0	33,33	0
Contrainte Réglementaire	Contrainte Réglem 2	0	38,1	0
Taxes/Dépenses	Taxes/Dépenses 2	0	61,9	0
Zones protégées	Zones protégées 1	0	71,43	0

## **Annexe C - Création d'une variable de préférence environnementale relative des catégories aisées : corrélation entre revenu relatif individuel et demande de politique de protection de l'environnement (chapitre 3)**

Dans le cadre du test de l'hypothèse H2, il est nécessaire de constituer une variable qui permette de caractériser, pour une observation donnée, si, et dans quelle mesure, la demande de protection de l'environnement est associée positivement au niveau de revenu relatif des agents.

En effet, la demande politique de protection de l'environnement peut refléter l'intérêt accru des groupes sociaux défavorisés à protéger l'environnement (hypothèse retenue par Boyce et par Roemer). Mais ceux-ci, pour des raisons de contraintes matérielles de court terme ou d'information imparfaite peuvent, au contraire, être associés à de faibles niveaux relatifs de demande de protection de l'environnement (hypothèse retenue par Magnani et Scruggs). Nous construisons donc un indicateur capable de traduire le résultat de la confrontation entre ces deux phénomènes contradictoires.

Cet indicateur est constitué à partir de données microéconomiques issues du *World Value Survey* (2015). Pour chaque vague de questionnaires et chaque pays, nous calculons la corrélation entre le niveau de revenu relatif individuel des agents et la demande de protection de l'environnement. Notons que nous recherchons le signe d'une simple corrélation entre ces deux variables, et ce quel que soit la raison de cette corrélation, ce qui implique que l'utilisation de variables de contrôle n'est pas nécessaire.

Dans la base de données du WVS, deux variables reflétant la demande de politiques de protection de l'environnement paraissent à la fois pertinentes et recueillant un nombre suffisant d'observations. Il s'agit du consentement des agents à l'accroissement des taxes si celles-ci servent à prévenir la pollution environnementale (codé « *taxenv* ») et le choix des agents dans le cas d'un arbitrage entre promotion de la croissance et de l'emploi d'un côté, et protection de l'environnement de l'autre (codé « *croenv* »).

Notons que l'utilisation de ces deux variables est susceptible d'impliquer l'apparition de biais

dans notre analyse. En effet, les taxes environnementales, de par leurs effets anti-redistributifs, touchent plus fortement les catégories populaires, qui pourraient donc être enclin à préférer d'autres types de politiques environnementales. Il en résulte que l'obtention d'une corrélation positive entre revenu et demande de taxes environnementales pourrait ne pas refléter l'état général du lien entre revenu et demande de politique environnementale, qui, elle, pourrait s'avérer neutre ou négative. L'utilisation de la deuxième variable permet d'éviter ce biais, mais peut en générer d'autres. En particulier, celle-ci ne permet pas aux agents de se positionner vis à vis de deux situations qui ne nécessiteraient pas d'arbitrage (et donc n'envisage pas les situations de synergies entre les deux types de politiques) et ne portent pas sur la politique à suivre proprement dite mais sur des objectifs de cette politique.

### **C.1 Une corrélation globale positive entre revenu individuel et demande de politique environnementale**

Il est intéressant de savoir, au préalable, quelle est la relation dominante lorsque l'on considère l'ensemble de l'échantillon. Ceci nous permettra, en effet, de savoir quelle est l'hypothèse portant sur la corrélation revenu/demande de politique environnementale, au niveau individuel, la plus fréquemment validée. Pour cela, nous utilisons une régression logistique pour rechercher le signe de la corrélation entre *taxenv* ou *croenv* et le revenu individuel relatif sur un ensemble de 25 pays de l'OCDE sur la période 1989-2014. Pour chacune des deux régressions, une des variables de demande politique est introduite en variable endogène et le revenu relatif en variable exogène. Notons que la variable de revenu relatif classe les individus selon leur décile de revenu, à un moment donné et dans un pays donné. Cette variable donne donc une mesure de la position des individus dans la distribution des revenus d'une société donnée, et évite, par ce biais, certaines difficultés de comparabilité internationale que générerait l'utilisation de revenus en valeurs monétaires absolues.

Le Tableau 11 expose les résultats de ces régressions logistiques globales. L'élément le plus important à prendre en compte est l'effet marginal (EM). Ainsi, le passage d'un décile de revenu au décile supérieur est corrélé à un accroissement de 1,41 % de probabilité de consentir à une augmentation des taxes environnementales, et une augmentation de 1,22 % de probabilité de privilégier un objectif de protection de l'environnement plutôt que de promotion de la croissance.



**Tableau 11. Résultats régressions logistiques sur les deux variables**

	taxenv			croenv		
	coef.	T	EM	coef.	T	EM
Revenu relatif	0.0593***	(17.00)	0.0141***	0.0498***	(15.53)	0.0122***
Constante	0.170***	(9.13)	0.0405***	0.0788***	(4.64)	0.0192***
N	56455			68651		
Pseudo R <sup>2</sup>	0.00387			0.00259		

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

Ce résultat montre que la demande de protection de l'environnement est, dans l'ensemble, associée positivement au revenu, on retrouve les résultats de Franzen et Vogl (2013). Ainsi, les cas où les hypothèses de Boyce (1994) et de Roemer (1993) sont vérifiées, sont, semble-t-il, moins fréquents que ceux où les hypothèses de Magnani (2000) et de Scruggs (1998) sont vérifiées.

Notons que l'effet marginal plus faible dans le cas de *croenv* que dans celui de *taxenv* peut s'expliquer, comme évoqué ci-dessus, par le fait que les taxes environnementales, revêtant un caractère anti-redistributif, sont susceptibles de moins recueillir l'adhésion populaire. Nous constatons cependant que l'effet marginal reste positif dans le cas de *croenv*, bien que la question sur laquelle est fondée cette variable ne présage pas du type de politique à mettre en place (et donc de son caractère anti-redistributif).

Précisons également que nos résultats ne tiennent que pour cet échantillon de pays, où les catégories défavorisées, en grande partie urbaine, sont relativement déconnectées de la nature. Des résultats différents pourraient être attendus lors d'une analyse intégrant davantage de pays émergents ou en développement, comme le suggèrent les travaux de Martinez-Alier (2002).

## **C.2 La corrélation entre revenu individuel et demande de politique environnementale dépend des contextes spatio-temporels**

La même analyse est pratiquée pour chaque pays et pour chaque vague d'enquête du World Value Survey. Cette analyse montre que la significativité de la relation n'est pas avérée dans tous les contextes spatio-temporels. Le Tableau 12 fait apparaître que 34 effets marginaux sur les 50 calculés laissent apparaître une corrélation significativement positive entre le revenu

relatif et la demande de taxes environnementales, 15 présentent des effets marginaux non significatifs et un seul un effet significativement négatif (le Chili pour la vague 1994-1998). S'agissant de la demande de protection de l'environnement au détriment de la croissance et de l'emploi, la relation est encore plus ambiguë (Tableau 13) : 26 effets marginaux sur 63 présentent une corrélation significativement positive, 31 sont non significatifs, et 4 sont significativement négatifs. Ces résultats sont cohérents avec l'analyse globale évoquée ci-dessus.

**Tableau 12. Effets marginaux du revenu relatif sur la demande de taxes environnementales, par vague et par pays**

Pays	AUS		CAN		CHL				CZE	
Vagues	1994-1998	2005-2009	1999-2004	2005-2009	1989-1993	1994-1998	1999-2004	2005-2009	1989-1993	1994-1998
Effets marginaux	0.0126 **	0.0159 ***	0.00431	0.0146 ***	0.0122 **	-0.0134 *	0.0126 *	0.0209 *	0.0233 **	0.0316 ***
T	(3.25)	(3.41)	(0.98)	(3.69)	(2.72)	(-2.23)	(2.30)	(2.32)	(2.89)	(4.22)
Pays	FIN		GER		HUN	ITA	JPN			
Vague	1994-1998	2005-2009	1994-1998	2005-2009	2005-2009	2005-2009	1989-1993	1994-1998	1999-2004	2005-2009
Effets marginaux	-0.0101	0.0270 ***	0.00377	0.0462 ***	0.0240 *	0.0192 **	0.0324 ***	0.0109	0.0220 ***	0.0282 ***
T	(-1.47)	(4.06)	(0.72)	(8.08)	(2.38)	(2.63)	(4.46)	(1.74)	(4.21)	(4.58)
Pays	KOR				MEX				NZL	
Vague	1989-1993	1994-1998	1999-2004	2005-2009	1989-1993	1994-1998	1999-2004	2005-2009	1994-1998	2005-2009
Effets marginaux	0.0212 ***	0.0260 ***	0.0323 ***	0.0491 ***	0.00894	0.0325 ***	0.0153 **	0.00388	-	-
T	(4.32)	(4.57)	(3.83)	(5.78)	(1.31)	(6.37)	(2.86)	(0.94)	(-1.18)	(-0.18)
Pays	NOR		POL		SLN	SPA				EST
Vague	1994-1998	2005-2009	1994-1998	2005-2009	2005-2009	1989-1993	1994-1998	1999-2004	2005-2009	1994-1998
Effets marginaux	0.00478	0.0119 *	0.0315 ***	0.00727	0.0362 ***	0.0463 ***	0.0302 ***	0.0396 ***	0.0353 ***	0.0138 *
T	(1.03)	(2.20)	(3.64)	(0.80)	(4.03)	(4.94)	(3.31)	(3.94)	(3.77)	(2.09)
Pays	SWE		CHE		TUR			USA		
Vague	1994-1998	2005-2009	1994-1998	2005-2009	1989-1993	1994-1998	2005-2009	1994-1998	1999-2004	2005-2009
Effets marginaux	0.00479	-0.0101	0.00716	0.0316 ***	0.0301 **	0.0290 ***	0.0137 **	0.0199 ***	-	0.0151
T	(0.90)	(-1.94)	(1.31)	(3.73)	(2.66)	(6.78)	(2.65)	(3.62)	(-0.46)	(1.90)

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

**Tableau 13. Effets marginaux du revenu relatif sur la demande de protection de l'environnement au détriment de la promotion de la croissance et de l'emploi, par vague et par pays**

Pays	AUS			CAN		CHL			
Vague	1994-1998	2005-2009	2010-2014	1999-2004	2005-2009	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014
Effets marginaux	0.0249 ***	0.0263 ***	0.0155 *	0.0297 ***	0.0122 **	0.0194 **	0.0116 *	0.0155	-0.0398 ***
T	(5.92)	(5.86)	(2.50)	(6.47)	(3.29)	(3.06)	(1.97)	(1.82)	(-4.50)
Pays	CZE	EST		FIN		FRA	GER		
Vague	1994-1998	1994-1998	2010-2014	1994-1998	2005-2009	2005-2009	1994-1998	2005-2009	2010-2014
Effets marginaux	0.00449	0.0277 ***	0.0119	0.00413	0.00259	0.0252 **	- 0.00658	0.0209 **	0.00810
T	(0.56)	(3.89)	(1.62)	(0.57)	(0.42)	(2.82)	(-1.11)	(3.03)	(1.19)
Pays	HUN	JPN				KOR			
Vague	2005-2009	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014
Effets marginaux	0.0344 **	0.00217	0.0193 **	0.00551	0.0143 **	0.0236 ***	0.00677	0.0345 ***	0.00181
T	(3.18)	(0.28)	(3.01)	(0.78)	(2.59)	(3.86)	(0.76)	(3.93)	(0.21)
Pays	MEX				NTL		NZL		
Vague	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014	1994-1998	2005-2009	2010-2014
Effets marginaux	0.00346	0.000931	0.0141 **	0.00129	- 0.00321	-0.000591	0.0297 ***	0.0226 ***	0.0123
T	(0.63)	(0.16)	(3.08)	(0.29)	(-0.35)	(-0.10)	(4.81)	(3.46)	(1.74)
Pays	NOR		POL			SWE			ISR
Vague	1994-1998	2005-2009	1994-1998	2005-2009	2010-2014	1994-1998	2005-2009	2010-2014	1999-2004
Effets marginaux	0.00876	0.00410	0.0275 **	0.0163	- 0.00707	- 0.0000126	-0.0152 **	-0.0176 *	0.0111
T	(1.67)	(0.87)	(3.04)	(1.73)	(-0.80)	(-0.00)	(-2.78)	(-2.22)	(1.44)
Pays	SPA				TUR				ITA
Vague	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014	2005-2009
Effets marginaux	0.0578 ***	0.0421 ***	-0.0387 ***	0.0427 ***	0.00285	-0.00248	0.0158 **	- 0.00590	0.0228 **
T	(5.39)	(3.80)	(-4.10)	(4.33)	(0.56)	(-0.48)	(2.61)	(-0.85)	(3.04)
Pays	UK	USA				SLN		CHE	
Vague	2005-2009	1994-1998	1999-2004	2005-2009	2010-2014	2005-2009	2010-2014	1994-1998	2005-2009
Effets marginaux	0.00252	0.0245 ***	0.0114 *	- 0.00681	0.00164	0.0331 ***	0.0107	0.0153 *	0.00956
T	(0.37)	(4.19)	(2.02)	(-0.86)	(0.30)	(3.62)	(1.14)	(2.43)	(1.31)

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

Ainsi, même si l'hypothèse adoptée par Boyce et par Roemer se vérifie plus rarement que celle énoncée par Magnani et par Scruggs, les phénomènes qu'ils décrivent peuvent très bien se matérialiser dans certains contextes spécifiques. Ces différences spatio-temporelles sont donc exploitées dans le but de vérifier dans quelle mesure et de quelle manière l'effet des inégalités varie en fonction de la demande de politique environnementale relative des catégories aisées. Dans ce but, deux variables macroéconomiques contextuelles sont créées :

une pour chacun des deux types de demande politiques précédemment évoqués. La variable mesurant la corrélation entre revenu et demande de taxes environnementales est codée « PTAXENV », et celle indicatrice de la corrélation entre revenu et demande de protection de l'environnement au détriment de la croissance est codée « PCROENV ». Les valeurs que prennent ces variables sont celles des effets marginaux significatifs apparaissant dans les Tableaux 12 et 13. Ainsi, une valeur relativement élevée caractérise un contexte spatio-temporel dans lequel la corrélation entre revenu et demande de politique environnementale est forte, c'est à dire où une telle demande provient des catégories aisées. A l'inverse, une valeur négative caractérise un contexte spatio-temporel dans lequel la demande de politique environnementale provient des catégories populaires. La variable prend une valeur nulle lorsque l'effet marginal est non significatif. Notons que, pour chaque pays, la même valeur est attribuée à l'ensemble des années de chaque période d'enquête.

## **Annexe D - Analyses économétriques : résultats détaillés (chapitre 3)**

### **D.1 L'effet des inégalités sur l'adoption de politique environnementale : les modèles de base**

Nous commençons par examiner si les résultats obtenus dans la littérature empirique se vérifient. Puis cherchons à tester la même relation lorsque d'autres variables endogènes sont considérées. La relation entre aires protégées et niveau d'inégalités apparaît non significative (Bimonte, 2002). Cependant, la relation entre dépenses publiques de R&D en matière environnementales et le niveau d'inégalités est négative lorsqu'elle est significative (Magnani, 2000 et Vona et Patriarca, 2011). Ces résultats résistent-ils à un élargissement de l'échantillon ? Ou à la prise en compte d'autres types de variables endogènes ?

Au préalable, signalons que les statistiques descriptives (Tableau 9) indiquent que la relation entre indice de Gini et politiques environnementales s'avère globalement comme attendue. Les inégalités sont ainsi significativement anti-corrélées avec SPE, SPER, et TAXENV, bien que cette anti-corrélation ne soit pas significative dans les cas de SPEE, AIRPRO et RDPENV (cf. annexe E pour la correspondance entre les noms et les codes des variables).

**\*\* Dépenses publiques de R&D environnementale (RDPENV)**

- Choix des modèles à interpréter : Les tests de Fisher de significativité des effets fixes montre que les MEFI sont plus performants que les ME. Les tests de Breusch-Pagan de significativité des effets aléatoires montrent que les MEAI sont plus performants que les ME. Les mêmes tests montrent que les MEFT et les MEAT sont moins performants que les ME. Les tests d'Hausman de comparaison des MEA et MEF montrent que les MEAI et MEAT peuvent aussi bien s'interpréter que les MEFI et MEFT. Ainsi, nous n'interprétons que les MEAI et les ME dont les résultats sont reproduits ci-dessous.

- Les études portant sur les dépenses publiques de R&D environnementales avaient plutôt conclu à une corrélation négative (Magnani, 2000, Vona et Patriarca, 2011).

- Nos régressions ne permettent pas de retrouver les résultats obtenus précédemment par ces auteurs, l'effet de la variable GINI sur la variable dépendante ne se trouvant jamais significative, et ce quelques soit la spécification adoptée (cf. Tableaux 14 et 15). Cependant, ces résultats ne sont pas si surprenants : les résultats de Vona et Patriarca (2011) suggèrent que l'effet du Gini sur RDPENV faiblement significatif, seulement pour le ME et sur une autre période. Chez Magnani (2000), l'effet du Gini sur RDPENV est non significatif. La relation n'apparaît significative que lors de l'utilisation du ratio 80/20. Enfin, ce dernier auteur utilise un plus faible échantillon (de 16 à 49 observations selon les régressions).

**Tableau 14. Résultats des modèles empilés - RDPENV**

	1	2	3	4	5
GINI	-3.621 (-0.82)	-4.976 (-1.23)	-5.515 (-1.32)	-5.514 (-1.32)	-6.146 (-1.58)
PIB		-0.0509** (-2.42)	-0.114 (-1.46)	-0.117 (-1.47)	-0.118 (-1.54)
PIB <sup>2</sup>			0.000815 (0.99)	0.000850 (1.01)	0.000813 (1.00)
Densité				-0.0000749 (-0.35)	-0.0000522 (-0.23)
Tendance temporelle					0.0358 (1.32)
Constante	3.737*** (3.18)	5.723*** (3.99)	6.964*** (3.11)	7.022*** (3.12)	-64.55 (-1.20)
N	327	327	327	327	327
R <sup>2</sup>	0.00946	0.0817	0.0895	0.0903	0.103
R <sup>2</sup> ajusté	0.00641	0.0760	0.0811	0.0790	0.0892

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

**Tableau 15. Résultats des modèles à effets aléatoires individuels – RDPENV<sup>71</sup>**

	1	2	3	4	5
GINI	-4.676 (-1.26)	-4.418 (-1.20)	-3.745 (-1.01)	-3.737 (-1.00)	-6.321 (-1.56)
PIB		-0.0120 (-0.66)	0.112 (1.63)	0.112 (1.63)	0.0562 (0.73)
PIB <sup>2</sup>			-0.00180* (-1.87)	-0.00181* (-1.86)	-0.00140 (-1.39)
Densité				-0.000108 (-0.35)	-0.000127 (-0.41)
Tendance temporelle					0.0318* (1.70)
Constante	4.223*** (3.53)	4.496*** (3.56)	2.413 (1.43)	2.401 (1.42)	-59.28 (-1.63)
N	327	327	327	327	327
R <sup>2</sup> overall	0.00946	0.0478	0.0138	0.0131	0.0533
R <sup>2</sup> between	0.00691	0.0449	0.0134	0.0131	0.0506
R <sup>2</sup> within	0.00623	0.00264	0.0252	0.0264	0.0274

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

### **\*\* Surface des aires protégées (AIRPRO)**

- Choix des modèles à interpréter : Les tests de Fisher de significativité des effets fixes montrent que les MEFI et les MEFT sont plus performants que les ME. Les tests de Breusch-Pagan de significativité des effets aléatoires montrent que les MEAI sont plus performants que les ME, ce qui n'est pas le cas des MEAT. Les tests d'Hausman montrent que les MEAI et MEAT sont moins performants que les MEFI et MEFT. Nous retenons donc les MEFI et les MEFT.

- La seule étude précédente concernant cette variable conclue à une absence de significativité de l'effet des inégalités économiques sur l'importance des surfaces protégées (Bimonte, 2002). Nos résultats concordent avec ceux de cette étude en ce qui concerne le MEFI (Tableau 16). Les résultats du MEFT suggèrent cependant que les inégalités auraient une influence négative sur la surface des aires protégées lorsque l'on considère particulièrement la variance interindividuelle. Les tests de Fisher des coefficients indiquent cependant que les résultats des modèles à effets fixes temporels 3 et 4 sont à rejeter (Tableau 17).

<sup>71</sup> Les Résultats du MEF étant similaires, ils ne sont pas reproduits ici.

**Tableau 16. Résultats des modèles à effets fixes individuels - AIRPRO**

	1	2	3	4	5
GINI	28.79 (1.37)	-7.209 (-0.32)	-6.779 (-0.30)	-0.259 (-0.01)	-1.302 (-0.07)
PIB		0.374*** (3.78)	0.487* (1.81)	0.843** (2.49)	-1.501*** (-4.10)
PIB <sup>2</sup>			-0.00165 (-0.45)	-0.00799 (-1.55)	0.00555 (1.21)
Densité				0.000332 (0.16)	0.0000919 (0.05)
Tendance temporelle					0.963*** (10.43)
Constante	6.892 (1.08)	6.707 (1.07)	4.855 (0.65)	-1.380 (-0.17)	-1873.9*** (-10.43)
N	333	333	333	331	331
R <sup>2</sup> overall	0.00536	0.0150	0.0147	0.00980	0.0000203
R <sup>2</sup> between	0.0362	0.0245	0.0240	0.0166	0.0165
R <sup>2</sup> within	0.00625	0.0520	0.0526	0.0475	0.307

\* p&lt;0.05, \*\* p&lt;0.01, \*\*\* p&lt;0.001

**Tableau 17. Résultats des modèles à effets fixes temporels – AIRPRO**

	1	2	3	4
GINI	-22.83** (-2.26)	-20.54** (-1.97)	-22.15** (-2.07)	-21.93** (-2.04)
PIB		0.0470 (0.88)	-0.0733 (-0.40)	-0.0648 (-0.35)
PIB <sup>2</sup>			0.00167 (0.69)	0.00158 (0.64)
Densité				0.000117 (0.14)
Constante	22.53*** (7.26)	20.44*** (5.24)	22.84*** (4.37)	22.63*** (4.26)
N	333	333	333	331
R <sup>2</sup> overall	0.00536	0.0115	0.0115	0.0120
R <sup>2</sup> between	0.255	0.0616	0.126	0.119
R <sup>2</sup> within	0.0162	0.0187	0.0202	0.0202

\* p&lt;0.05, \*\* p&lt;0.01, \*\*\* p&lt;0.001

**\*\* Sévérité de la politique environnementale (SPE)**

- Choix des modèles à interpréter : Les tests de Fisher de significativité des effets fixes montrent que les modèles à effets fixes individuels et temporels sont plus performants que les modèles empilés et les tests d'Hausman montrent que les modèles à effets fixes sont plus performants que les modèles à effets aléatoires. Nous n'interprétons ainsi que les modèles à effets fixes individuels et temporels, dont les résultats sont reproduits ci-dessous.

*\* Résultats des modèles à effets fixes individuels et interprétation*

- Comme l'indique le Tableau 18, la variable GINI a un effet significatif à 1% et positif sur la variable EPS. Avec l'introduction du PIB dans la régression, cet effet voit son ampleur diminuer mais conserve sa significativité. Celle-ci n'est pas modifiée par l'introduction successive des autres variables de contrôle. Les variables de contrôle ont bien le signe attendu, hormis la densité de population, dont l'effet est non significatif.

- Ces résultats sont, à première vue, en contradiction avec ceux des travaux empiriques précédemment conduits sur le lien entre inégalités et politiques environnementales. Cependant, le modèle que nous utilisons ici permet essentiellement d'expliquer la variance intra-individuelle de la variable dépendante. **Ainsi, les résultats suggèrent que la SPE augmente dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités augmente. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les inégalités s'accroissent dans la plupart des pays alors qu'il en est de même pour la SPE, comme le suggère l'analyse des corrélations par paires (Tableau 9) et la Figure 21. Cependant, la significativité du Gini résiste à la prise en compte de la tendance temporelle. Ce résultat apporte plutôt un soutien au raisonnement de Scruggs (1998).**

*Tableau 18. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPE*

	1	2	3	4	5
GINI	30.49*** (9.19)	8.543*** (2.99)	9.476*** (3.35)	9.467*** (3.34)	7.440*** (3.55)
PIB		0.181*** (14.76)	0.345*** (6.12)	0.345*** (6.11)	0.0973** (2.16)
PIB <sup>2</sup>			-0.00260*** (-2.97)	-0.00260*** (-2.96)	-0.00168** (-2.58)
Densité				0.0000341 (0.17)	0.0000432 (0.30)
Tendance temporelle					0.125*** (14.49)
Constante	-6.857*** (-6.94)	-5.846*** (-8.03)	-8.539*** (-7.39)	-8.533*** (-7.37)	-251.6*** (-14.98)
N	280	280	280	280	280
R <sup>2</sup> overall	0.0274	0.0708	0.0743	0.0739	0.318
R <sup>2</sup> between	0.221	0.0342	0.0438	0.0439	0.0133
R <sup>2</sup> within	0.250	0.598	0.612	0.612	0.789

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001



*\* Résultats des modèles à effets fixes temporels et interprétation*

- Une large part de la variance de la variable SPE provient des différences temporelles entre observations (cf. Tableau 7). Ceci renforce la pertinence de l'utilisation de modèles à effets temporels.
- Le Tableau 19 montre que la variable GINI a un effet significatif à 0,1% et négatif sur la variable EPS. Son effet conserve sa significativité malgré l'introduction successive des autres variables de contrôle. Ces dernières ont bien le signe attendu, hormis la densité de population, dont l'effet est non significatif.
- Les résultats sont ici conformes à ceux des travaux empiriques antérieurement conduits. Les modèles utilisés ici expliquent seulement la variance interindividuelle. Ainsi, **les résultats suggèrent que la SPE est moins importante dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important.**

*Tableau 19. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE*

	1	2	3	4
GINI	-6.632*** (-7.34)	-6.683*** (-7.74)	-6.125*** (-6.93)	-6.147*** (-6.93)
PIB		0.0259*** (5.07)	0.0922*** (3.38)	0.0926*** (3.39)
PIB <sup>2</sup>			-0.00113** (-2.47)	-0.00113** (-2.47)
Densité				0.0000245 (0.50)
Constante	4.185*** (15.41)	3.414*** (11.35)	2.345*** (4.47)	2.340*** (4.45)
N	280	280	280	280
R <sup>2</sup> overall	0.0274	0.106	0.101	0.100
R <sup>2</sup> between	0.317	0.0188	0.0603	0.0665
R <sup>2</sup> within	0.174	0.249	0.267	0.268

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

*\*\* Niveau d'utilisation des instruments économiques (SPEE)*

- Choix des modèles à interpréter : Le test de Fisher de significativité des effets fixes montre que les modèles à effets fixes individuels et temporels sont plus performants que le modèle empilé et les tests d'Hausman montrent que les MEAI et les MEFI peuvent tous les deux être interprétés. Les mêmes tests donnent cependant le modèle à effets fixes temporels comme plus performants que le modèle à effets aléatoires temporels. Nous n'interprétons ainsi que les

modèles à effets fixes et aléatoires individuels et ceux à effets fixes temporels, dont les résultats sont reproduits ci-dessous.

*\* Résultats des modèles à effets individuels et interprétation*

- Le Gini a un effet significatif à 1% et positif sur la variable SPEE (Tableaux 20 et 21). Son effet, bien que diminuant avec l'introduction du PIB dans la régression, conserve sa significativité. Cependant, pour le cas des modèles à effets aléatoires, notre variable d'intérêt perd sa significativité lorsque la variable de tendance temporelle est introduite (Tableau 20). Les variables de contrôle ont bien le signe attendu, hormis la densité de population, dont l'effet est non significatif.

- Les résultats marquent, comme pour la variable SPE, et en première analyse, une contradiction avec les résultats présents dans la littérature. **Cependant, le fait que le Gini perde sa significativité lorsque l'on introduit la variable de tendance temporelle dans le MEAI implique que ce premier résultat pourrait ne tenir que par l'accroissement simultané des inégalités et de la SPEE dans un grand nombre de pays (cf. corrélations par paires).**

*Tableau 20. Résultats des modèles à effets aléatoires individuels - SPEE*

	1	2	3	4	5
GINI	10.52*** (4.28)	6.316*** (2.83)	7.364*** (3.19)	7.582*** (3.24)	2.739 (1.32)
PIB		0.122*** (11.82)	0.208*** (4.33)	0.223*** (4.50)	0.0931** (2.09)
PIB <sup>2</sup>			-0.00142* (-1.80)	-0.00162** (-2.00)	-0.00121* (-1.75)
Densité				0.000143 (0.94)	0.0000821 (0.62)
Tendance temporelle					0.0879*** (10.18)
Constante	-1.287* (-1.69)	-3.609*** (-5.28)	-5.110*** (-4.81)	-5.422*** (-4.93)	-176.7*** (-10.48)
N	297	297	297	296	296
R <sup>2</sup> overall	0.000985	0.0580	0.0593	0.0581	0.317
R <sup>2</sup> between	0.0613	0.0124	0.0139	0.0132	0.107
R <sup>2</sup> within	0.144	0.463	0.476	0.478	0.575

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

**Tableau 21. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPEE**

	1	2	3	4	5
Gini	20.47*** (6.73)	4.935* (1.83)	6.462** (2.36)	6.862** (2.49)	5.555** (2.23)
PIB		0.152*** (12.71)	0.276*** (5.53)	0.295*** (5.69)	0.101* (1.90)
PIB <sup>2</sup>			-0.00206** (-2.56)	-0.00235*** (-2.81)	-0.00137* (-1.79)
Densité				0.000142 (0.68)	0.000148 (0.79)
Tendance temporelle					0.0859*** (7.81)
Constante	-4.261*** (-4.70)	-4.135*** (-5.76)	-6.318*** (-5.69)	-6.743*** (-5.85)	-173.6*** (-8.11)
N	297	297	297	296	296
R <sup>2</sup> overall	0.000985	0.0625	0.0637	0.0628	0.259
R <sup>2</sup> between	0.0613	0.0187	0.0202	0.0194	0.0388
R <sup>2</sup> within	0.144	0.465	0.478	0.480	0.577

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

*\* Résultats des modèles à effets fixes temporels et interprétation*

- Le Gini a un effet significatif à 1% et négatif sur la variable SPEE (Tableau 22). Cet effet n'est pas modifié par l'introduction successive des autres variables de contrôle. Ces dernières ont bien le signe attendu, hormis la densité de population, dont l'effet est non significatif.

- Les résultats sont ici conformes à ceux des travaux empiriques antérieurement conduits et confortent les hypothèses de Boyce (1994), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2010). Les modèles utilisés ici expliquent essentiellement la variance inter-individuelle. Ainsi, **les résultats suggèrent que la SPEE est moins importante dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important.**

**Tableau 22. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPEE**

	1	2	3	4
GINI	-3.412*** (-3.07)	-3.289*** (-2.99)	-2.804** (-2.45)	-2.622** (-2.29)
PIB		0.0157** (2.55)	0.0640** (1.98)	0.0690** (2.13)
PIB <sup>2</sup>			-0.000850 (-1.52)	-0.000939* (-1.68)
Densité				-0.0000484 (-0.75)
Constante	2.853*** (8.53)	2.350*** (6.10)	1.579** (2.48)	1.456** (2.28)
N	297	297	297	296
R <sup>2</sup> overall	0.000985	0.0380	0.0380	0.0431
R <sup>2</sup> between	0.421	0.00188	0.000864	0.00107
R <sup>2</sup> within	0.0334	0.0559	0.0639	0.0682

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

### **\*\* Niveau d'utilisation des instruments réglementaires (SPER)**

- Choix des modèles à interpréter : Le test de Fisher de significativité des effets fixes montre que les modèles à effets fixes individuels et temporels sont plus performants que le modèle empilé et le test d'Hausman de significativité des effets aléatoires montre que les modèles à effets fixes sont plus performants que les modèles à effets aléatoires. Nous n'interprétons ainsi que les modèles à effets fixes individuels et temporels, dont les résultats sont reproduits ci-dessous.

### **\* Résultats des modèles à effets fixes individuels et interprétation**

- Le Gini a un effet significatif à 1% et positif sur la variable SPER (Tableau 23). Son effet, bien que diminuant avec l'introduction du PIB et de la tendance temporelle dans la régression, conserve sa significativité. Celle-ci n'est pas modifiée par l'introduction successive des autres variables de contrôle. Celles-ci ont bien le signe attendu, hormis la densité de population et le PIB pour le cas du modèle MEFI 5, dont les effets sont non significatifs.

- Ces résultats sont similaires à ceux de la variable SPE, et donc en contradiction avec ceux des travaux empiriques précédemment conduits sur le lien entre inégalités et politiques environnementales. Cependant, le modèle que nous utilisons ici permet essentiellement d'expliquer la variance intra-individuelle de la variable dépendante. Ainsi, les résultats

suggèrent que la SPER augmente dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités augmente.

**Tableau 23. Résultats des modèles à effets fixes individuels - SPER**

	1	2	3	4	5
GINI	36.72*** (8.77)	10.60*** (2.81)	11.52*** (3.06)	11.54*** (3.06)	8.974*** (3.10)
PIB		0.216*** (13.30)	0.377*** (5.03)	0.378*** (5.03)	0.0644 (1.03)
PIB <sup>2</sup>			-0.00257** (-2.20)	-0.00258** (-2.21)	-0.00142 (-1.58)
Densité				-0.0000714 (-0.28)	-0.0000599 (-0.30)
Tendance temporelle					0.158*** (13.27)
Constante	-8.347*** (-6.70)	-7.145*** (-7.43)	-9.800*** (-6.38)	-9.813*** (-6.37)	-317.5*** (-13.68)
N	280	280	280	280	280
R <sup>2</sup> overall	0.0643	0.0543	0.0571	0.0572	0.232
R <sup>2</sup> between	0.322	0.0676	0.0785	0.0774	0.00593
R <sup>2</sup> within	0.233	0.550	0.558	0.558	0.741

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

*\* Résultats des modèles à effets fixes temporels et interprétation*

- Comme pour la variable SPE, une large part de la variance de la variable SPER provient des différences temporelles entre observations. Ceci renforce la pertinence de l'utilisation de modèles à effets temporels. Le Gini a un effet significatif à 1% et négatif sur la variable SPER (Tableau 24). Son effet conserve sa significativité malgré l'introduction successive des autres variables de contrôle, qui ont bien le signe attendu, y compris la densité de population.

- Les résultats sont ici conformes à ceux des travaux empiriques antérieurement conduits. Les modèles utilisés ici expliquent seulement la variance inter-individuelle. Ainsi, **les résultats suggèrent que la SPER est moins importante dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important.**

**Tableau 24. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPER**

	1	2	3	4
GINI	-10.49*** (-9.70)	-10.55*** (-10.31)	-9.986*** (-9.50)	-10.08*** (-9.61)
PIB		0.0335*** (5.53)	0.101*** (3.10)	0.102*** (3.16)
PIB <sup>2</sup>			-0.00115** (-2.11)	-0.00115** (-2.12)
Densité				0.0000999* (1.72)
Constante	5.693*** (17.52)	4.695*** (13.16)	3.611*** (5.78)	3.593*** (5.77)
N	280	280	280	280
R <sup>2</sup> overall	0.0643	0.147	0.142	0.140
R <sup>2</sup> between	0.250	0.0425	0.0756	0.0978
R <sup>2</sup> within	0.269	0.347	0.358	0.366

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

**\*\* Part des recettes des taxes environnementales dans le PIB (TAXENV)**

- Choix des modèles à interpréter : Les tests de Fisher de significativité des effets fixes individuels montrent que les MEFI sont plus performants que les ME, ce qui n'est pas le cas des MEFT. Les tests de Breusch-Pagan suggèrent que, contrairement aux MEAT, les MEAI sont plus performants que les ME. Les tests d'Hausman donnent le MEFI supérieur au MEAI. Nous retenons donc, dans le cadre de notre interprétation, les ME et les MEFI.

- Les résultats du ME indiquent un effet négatif des inégalités sur le niveau des recettes de la fiscalité environnementale (Tableau 25). Cependant, nos résultats suggèrent la non significativité de cette relation une fois que sont pris en compte les effets fixes individuels (Tableau 26).

**Tableau 25. Résultats des modèles empilés - TAXENV**

	1	2	3	4	5
GINI	-9.087*** (-3.22)	-9.866*** (-3.60)	-10.37*** (-3.82)	-10.36*** (-3.81)	-10.35*** (-3.79)
PIB		-0.0146 (-1.45)	-0.0482 (-1.40)	-0.0466 (-1.30)	-0.0466 (-1.25)
PIB2			0.000456 (1.22)	0.000437 (1.13)	0.000437 (1.11)
Densité				0.0000512 (0.69)	0.0000510 (0.70)
Tendance temporelle					-0.000563 (-0.04)
Constante	5.217*** (6.07)	5.899*** (6.09)	6.599*** (5.63)	6.566*** (5.55)	7.692 (0.26)
N	330	330	330	329	329
R2	0.295	0.324	0.337	0.338	0.338
R2 ajusté	0.293	0.320	0.331	0.330	0.328

\* p&lt;0.05, \*\* p&lt;0.01, \*\*\* p&lt;0.001

**Tableau 26. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV**

	1	2	3	4	5
GINI	-2.357 (-1.63)	-0.549 (-0.37)	-0.467 (-0.31)	0.0600 (0.04)	-0.113 (-0.08)
PIB		-0.0270*** (-3.92)	-0.0200 (-1.08)	0.00230 (0.10)	0.0477* (1.79)
PIB2			-0.0000987 (-0.41)	-0.000509 (-1.50)	-0.000742** (-2.17)
Densité				-0.0000304 (-0.26)	-0.0000310 (-0.26)
Tendance temporelle					-0.0201*** (-3.10)
Constante	3.163*** (7.17)	3.432*** (7.87)	3.295*** (6.00)	2.880*** (4.81)	42.18*** (3.33)
N	330	330	330	329	329
R2 overall	0.295	0.00595	0.00498	0.000625	0.00576
R2 between	0.313	0.00476	0.00476	0.00883	0.00781
R2 within	0.00895	0.0582	0.0588	0.0663	0.0964

\* p&lt;0.05, \*\* p&lt;0.01, \*\*\* p&lt;0.001

**\*\* Synthèse des résultats obtenus concernant le signe de l'effet des inégalités sur les politiques environnementales**

- Les résultats de l'analyse précédente sont synthétisés à la première ligne du Tableau 10 (chapitre 3). Nos analyses dévoilent une grande variété de résultats selon les spécifications et les variables dépendantes considérées. Ces résultats ne concordent que partiellement avec ceux présents dans la littérature empirique.

- Dans l'ensemble, ils permettent de constater que, lorsqu'ils sont significatifs, les résultats des modèles empilés montrent une influence négative des inégalités sur la politique environnementale. C'est le cas pour les variables de SPE, SPESM et TAXENV.
- Les résultats des modèles à effets individuels, expliquant essentiellement la variabilité intra-individuelle, sont peu souvent significatifs. Lorsqu'ils le sont, la relation constatée entre les inégalités et la politique environnementale est positive. C'est le cas pour les variables SPE, SPEE et SPER.
- Les résultats des modèles à effets temporels suggèrent, lorsqu'ils sont significatifs, que la relation entre les inégalités et la politique environnementale est négative. C'est également le cas pour les variables SPE et ses deux constituants.
- Ainsi, les modèles empilés et à effets temporels, suggérant une relation négative, soutiennent plutôt les théories de Boyce (1994), Magnani (2000) et Wilkinson et Pickett (2010). Les modèles à effets individuels viennent plutôt en soutien de la théorie de Scruggs (1998).
- Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent que le niveau des politiques environnementales augmente dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités augmente dans ce pays. Cependant, ce niveau est moins important dans un pays donné lorsque le niveau d'inégalités y est plus important que dans un autre pays.

## **D.2 Effet des inégalités selon la demande de politique environnementale relative des catégories aisées**

- L'ajout d'une variable d'interaction permettant d'évaluer le rôle des inégalités selon la préférence environnementale relative des catégories aisées.
- Nous reprenons ici les spécifications précédentes en intégrant, soit une variable d'interaction entre le niveau d'inégalités et notre variable de demande relative de taxes environnementales des catégories aisées (PTAXENV\*GINI), soit une variable d'interaction entre le niveau d'inégalités et notre variable de demande relative de politique de protection de l'environnement par les mêmes catégories (PCROENV\*GINI). Nous intégrons également aux régressions nos variables de demande indicatrices du niveau de demande de politiques environnementales nationales : celle de niveau de la demande de protection de



l'environnement au détriment de la promotion de la croissance et de l'emploi (VCROENV), et celle du niveau de demande de taxes environnementales (VTAXENV).

- Seules certains modèles concernant trois sur les six variables endogènes choisies laissent apparaître des résultats significatifs. Il s'agit des variables de sévérité de la politique environnementale (SPE), de niveau d'utilisation des instruments économiques (SPEE) et de part des recettes des taxes environnementales dans le PIB (TAXENV).

**\*\* Sévérité de la politique environnementale (SPE)**

- L'utilisation de la variable d'interaction PTAXENV\*GINI ne donne pas ici de résultat significatif, quelques soit le modèle utilisé.

- Le modèle à effets fixes temporels présente cependant des résultats intéressants lors de l'utilisation de la variable PCROENV\*GINI dans la régression (Tableau 27). Notons que les tests de comparaison des modèles indiquent que l'utilisation de ce type de modèle est ici recommandée.

**Tableau 27. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE**

	1	2
GINI	-6.900*** (-5.12)	-7.116*** (-5.36)
PIB	0.0827** (2.35)	0.0905** (2.61)
PIB2	-0.00116** (-2.00)	-0.00127** (-2.21)
Densité	0.000441*** (4.54)	0.000388*** (3.92)
PCROENV	-49.40 (-1.36)	-74.71* (-1.98)
PCROENV*GINI	151.6 (1.32)	227.8* (1.91)
VCROENV		-0.0112** (-2.08)
Constante	3.278*** (4.15)	3.866*** (4.68)
N	117	117
R2 overall	0.190	0.202
R2 between	0.00108	0.00957
R2 within	0.480	0.503

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

- L'effet d'interaction ne devient significatif que lors de l'inclusion de la variable VCROENV. L'intégration de VCROENV dans la régression permet, en effet, de mieux isoler

l'effet de la polarisation de la demande politique de celui du niveau national de cette demande.

Une variation de VCROENV est susceptible d'entraîner une variation de PCROENV dans la mesure où, lorsqu'une partie d'une population donnée modifie ses préférences, la variable PCROENV capte une partie de l'effet de VCROENV sur la variable dépendante.

- L'effet d'interaction est ici significatif et fait apparaître que l'effet du Gini sur la SPE dépend du niveau de la variable PCROENV. La Figure 25 permet de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable SPE lorsque PCROENV présente de faibles valeurs. C'est le cas lorsque la demande de politique environnementale est faiblement (ou anti-) corrélée au revenu des agents, c'est à dire quand cette demande provient plutôt des catégories populaires.

- Un retour sur la Figure 19 permet de comprendre que ce résultat conforte l'hypothèse de Boyce (1994), pour qui un haut niveau d'inégalités économiques, dans le cas où la demande politique environnementale provient des catégories populaires, entrainera un faible niveau de politique environnementale.

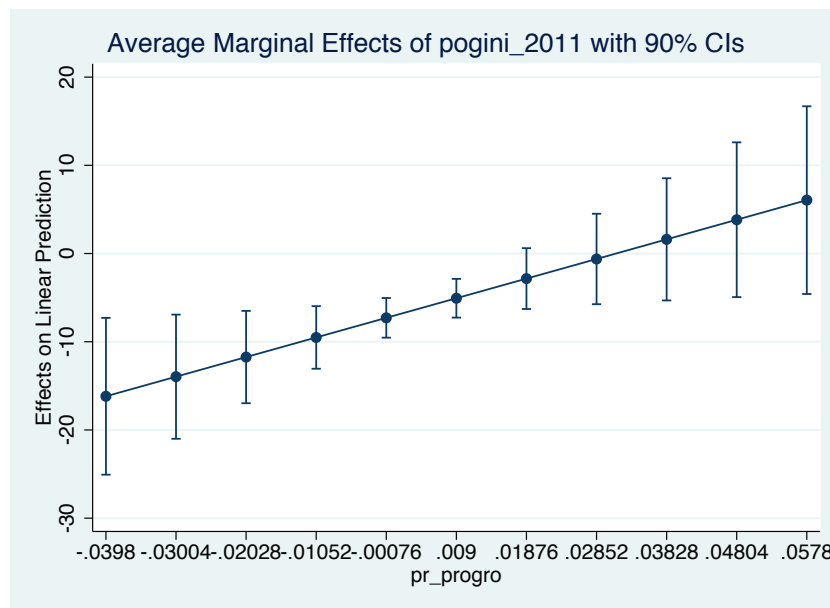


Figure 25. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse)

**\*\* Niveau d'utilisation des instruments économiques (SPEE)**

- L'utilisation des variables PTAXENV\*GINI et PCROENV\*GINI donne ici des résultats significatifs lorsque sont utilisés des modèles à effets fixes temporels. Notons que les tests de comparaison des modèles indiquent que l'utilisation de ce type de modèle est ici recommandée.

**Tableau 28. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPEE**

	1	2		3	4
GINI	-6.253*** (-3.50)	-6.540*** (-3.92)	GINI	-4.661* (-1.83)	-7.086*** (-2.93)
PIB	0.0701 (1.56)	0.0942** (2.23)	PIB	0.0517 (1.05)	0.0329 (0.73)
PIB2	-0.00108 (-1.41)	-0.00141* (-1.97)	PIB2	-0.000605 (-0.73)	-0.000174 (-0.23)
Densité	0.000422*** (3.16)	0.000296** (2.30)	Densité	0.000518*** (2.96)	0.000466*** (2.91)
PCROENV	-83.32* (-1.69)	-137.2*** (-2.87)	PTAXENV	-39.10 (-0.83)	-113.7** (-2.40)
PCROENV*GINI	253.0 (1.62)	414.1*** (2.75)	PTAXENV*GINI	165.4 (1.09)	387.2** (2.58)
VCROENV		-0.0272*** (-4.01)	VTAXENV		-0.0272*** (-3.72)
Constante	3.203*** (3.14)	4.468*** (4.46)	Constante	2.488** (2.21)	4.992*** (4.07)
N	123	123	N	85	85
R2 overall	0.150	0.187	R2 overall	0.238	0.360
R2 between	0.0858	0.0402	R2 between	0.0367	0.0919
R2 within	0.297	0.396	R2 within	0.320	0.444

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

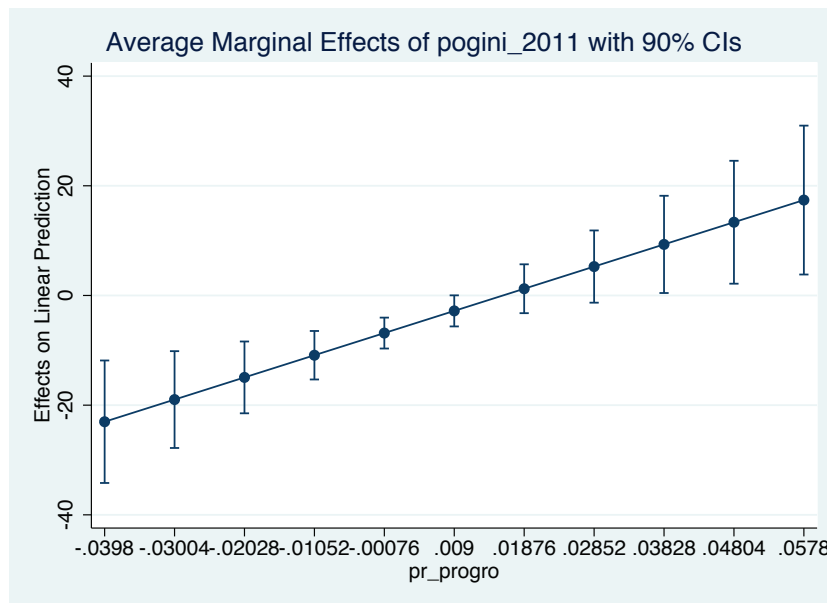
- Le Tableau 28 permet de constater que les effets d'interactions ne deviennent significatifs que lors de l'inclusion des variables VCROENV et VTAXENV. Comme pour la variable SPEE, l'intégration de ces variables dans la régression permet de mieux isoler l'effet de la polarisation de la demande politique vis à vis de celui du niveau national de cette demande.

- Les régressions 2 et 4 présentent les mêmes résultats. Les effets d'interaction sont ici significatifs et font apparaître que l'effet du Gini sur la SPEE dépend du niveau de la variable PCROENV ou PTAXENV. Les Figures 26 et 27 permettent de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable SPEE lorsque PCROENV ou PTAXENV présentent de faibles valeurs. C'est le cas lorsque la demande de politique environnementale est faiblement

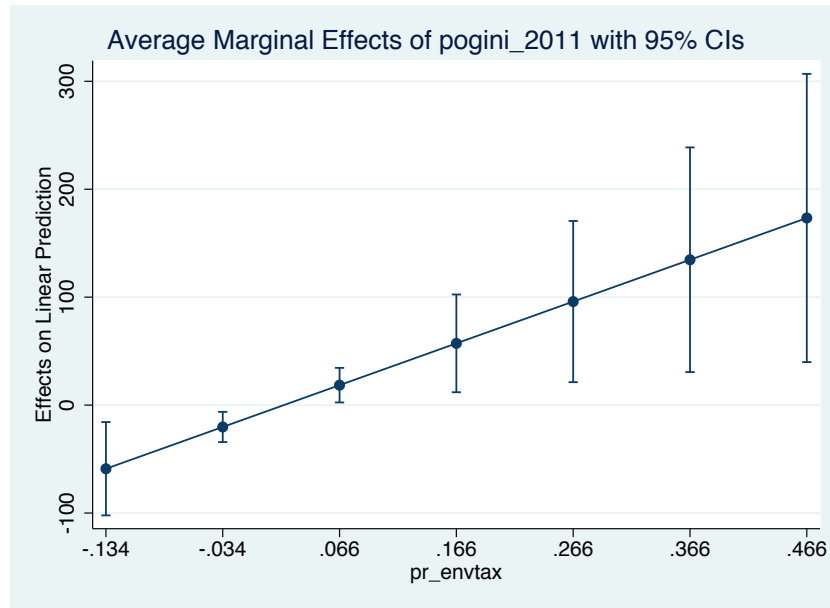
(ou anti-) corrélée au revenu des agents, c'est à dire quand cette demande politique vient des catégories populaires. Cet impact est cependant positif lorsque cette demande politique est corrélée au revenu des agents, c'est à dire lorsqu'elle vient des catégories aisées.

- Il est intéressant de noter que VCROENV et VTAXENV apparaissent comme ayant un effet négatif sur l'adoption d'instruments économiques. Cela pourrait signifier que cette adoption ne dépend pas du niveau global de la demande de politique environnementale, mais du niveau de demande des catégories aisées.

- La Figure 19 permet de comprendre que ce résultat conforte à la fois les hypothèses de Boyce (1994) et de Scruggs (1998). Ainsi, un haut niveau d'inégalités économiques entraine un faible niveau de politique environnementale, dans le cas où la demande de politique environnementale provient des catégories populaires (Boyce, 1994). Cet effet est cependant positif dans le cas où la demande de politique environnementale provient des classes aisées (Scruggs, 1998).



**Figure 26. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PCROENV (en abscisse)**



**Figure 27. Effet marginal de GINI sur SPEE (en ordonnée), selon le niveau de PENVTAX (en abscisse)**

**\*\* Part des recettes des taxes environnementales dans le PIB (TAXENV)**

- L'utilisation de la variable d'interaction PCROENV\*GINI ne donne pas ici de résultats significatifs, quel que soit le modèle utilisé.
- Le modèle à effets fixes individuels présente cependant des résultats intéressants lors de l'utilisation de la variable PTAXENV\*GINI dans la régression. Notons que les tests de comparaison des modèles indiquent que l'utilisation de ce type de modèle est ici recommandée.

Tableau 29. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV

	1	2
GINI	-9.964** (-2.20)	-12.74*** (-3.02)
PIB	0.216** (2.60)	0.338*** (4.07)
PIB2	- 0.00271** (-2.45)	-0.00403*** (-3.75)
Densité	0.00220 (1.58)	0.00280** (2.17)
PTAXENV	-77.22*** (-2.65)	-95.45*** (-3.50)
PTAXENV*GINI	259.4*** (2.92)	286.8*** (3.49)
VTAXENV		-0.0286*** (-3.76)
Tendance temporelle	-0.0101 (-0.47)	-0.0367* (-1.76)
Constante	21.35 (0.51)	74.96* (1.82)
N	99	99
R2 overall	0.0612	0.0314
R2 between	0.0686	0.0528
R2 within	0.238	0.365

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

- Dans le Tableau 29, l'effet d'interaction est significatif, y compris lorsque la variable VTAXENV est exclue.

- L'interaction est ici significative et fait apparaître que l'effet du Gini sur TAXENV dépend du niveau de la variable PTAXENV. La Figure 28 permet de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable TAXENV lorsque PTAXENV présente de faibles valeurs. C'est à dire lorsque la demande de politique environnementale vient des catégories populaires.

- Un retour sur la Figure 19 permet de comprendre que ce résultat conforte l'hypothèse de Boyce (1994), pour qui un haut niveau d'inégalités économiques, dans le cas où la demande politique environnementale provient des catégories populaires, entrainera un faible niveau de politique environnementale.

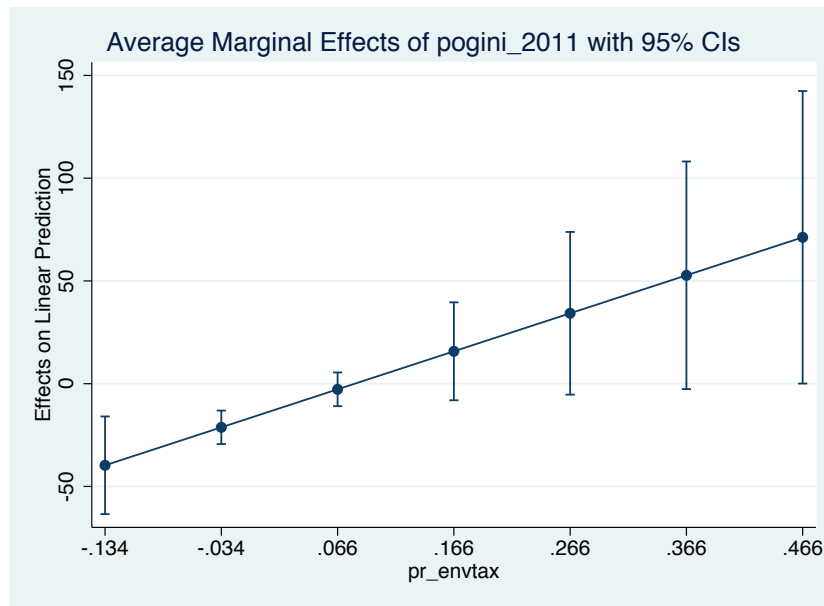


Figure 28. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de PTAXENV (en abscisse)

**\*\* Synthèse des résultats obtenus concernant l'effet des inégalités selon les préférences relatives des catégories aisées**

Les résultats de l'analyse précédente sont synthétisés aux lignes 2 et 3 du tableau 10 du chapitre 3. **Dans l'ensemble, lorsqu'ils sont significatifs, les résultats des régressions dévoilent une influence négative des inégalités sur la politique environnementale lorsque les catégories aisées expriment une demande de politique environnementale relativement faible.** C'est le cas pour les variables de SPE, SPEE (lorsque des modèles à effets fixes temporels sont considérés) et TAXENV (lorsque des modèles à effets fixes individuels sont utilisés). Ces conclusions viennent en soutien de l'analyse de Boyce (1994). **Les résultats concernant spécifiquement la variable SPEE montrent, en sus, que cet impact devient positif lorsque cette demande politique est corrélée au revenu des agents, c'est à dire lorsqu'elle provient des catégories aisées.** Nous pourrions ici faire l'hypothèse que ce dernier phénomène vient du fait que les instruments économiques sont une forme de politique environnementale davantage compatible avec les intérêts de ces groupes sociaux que les instruments règlementaires. L'effet décrit par Scruggs (1998) est ainsi susceptible de s'exprimer plus vigoureusement dans ce cas.

### **D.3 Effet des inégalités selon le degré d'inégalités de pouvoir**

- L'ajout variable d'interaction permet d'évaluer le rôle des inégalités sur les politiques environnementales selon que ce phénomène s'inscrit dans des contextes présentant des degrés d'inégalités de pouvoir différenciés.
- Nous reprenons ici les spécifications précédentes en intégrant, dans les régressions, une variable d'interaction entre le niveau d'inégalités et un des indicateurs supplétifs des inégalités de pouvoir décrits ci-avant. Rappelons que deux types de variables d'inégalités de pouvoir sont ici considérés : taux marginal maximal d'imposition sur le revenu, et taux statutaire maximal d'imposition sur le revenu. Le taux marginal maximal d'imposition sur le revenu est codé TMIHR et le taux statutaire maximal d'imposition sur le revenu TSIHR.
- Seuls certains modèles concernant quatre des six variables endogènes choisies laissent apparaître des résultats significatifs. Les variables concernées sont celle de sévérité de la politique environnementale, de niveau d'utilisation des instruments économiques, de niveau d'utilisation des instruments réglementaires et de la part des recettes des taxes environnementales dans le PIB.

#### **\*\* Sévérité de la politique environnementale (SPE)**

- Seule l'utilisation de la variable d'interaction TSIHR\*GINI donne ici un résultat significatif, lorsqu'un modèle à effets fixes temporel est utilisé. Notons que les tests de comparaison indiquent que l'utilisation de ce type de modèle, dont les résultats sont reproduits dans le Tableau 30, est ici recommandée.



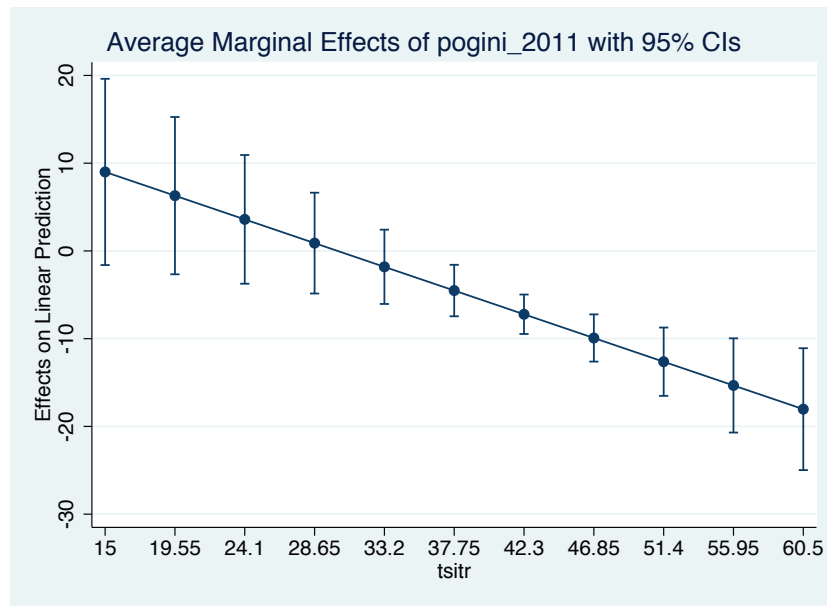
**Tableau 30. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPE**

	1	2
GINI	-7.544*** (-6.46)	17.91** (2.18)
PIB	0.0616 (1.54)	0.103** (2.49)
PIB2	-0.000765 (-1.22)	-0.00138** (-2.14)
Densité	0.00000842 (0.16)	0.00000827 (0.16)
TSIHR	0.0142** (2.31)	0.170*** (3.39)
TSIHR*GINI		-0.594*** (-3.13)
Constante	3.063*** (4.37)	-4.265* (-1.75)
N	209	209
R2 overall	0.165	0.188
R2 between	0.222	0.196
R2 within	0.296	0.331

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

- L'effet d'interaction est ici significatif et fait apparaître que l'influence du Gini sur la SPE dépend du niveau de la variable TSIHR. La Figure 29 permet de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable SPE lorsque TSIHR présente de fortes valeurs, ce qui est le cas lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible.

- Un retour sur la Figure 19 permet de comprendre que ce résultat conforte l'hypothèse de Magnani (2000), pour qui un haut niveau d'inégalités économiques, dans un contexte démocratique, conduira à un faible niveau de politique environnementale. Ce résultat vient cependant contredire une partie de la théorie de Roemer (1993), pour qui, dans un tel contexte, les inégalités devraient conduire à une hausse de l'importance des politiques environnementales.



**Figure 29. Effet marginal de GINI sur SPE (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse)**

**\*\* Niveau d'utilisation des instruments réglementaires (SPER)**

- Seule l'utilisation des variables d'interaction impliquant TMIHR et TSIHR donne ici un résultat significatif, et cela lorsqu'un modèle à effets fixes temporel est utilisé. Notons que les tests de comparaison des modèles indiquent que l'utilisation de ce type de modèle est ici recommandée.

- L'effet d'interaction est ici significatif et fait apparaître que l'influence du Gini sur la SPER dépend du niveau des variables TSIHR et TMIHR. Les Figures 30 et 31 permettent de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable SPER lorsque TSIHR ou TMIHR présentent de fortes valeurs, ce qui est le cas lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est faible. Cependant, la Figure 31 montre que l'effet des inégalités est positif sur SPER lorsque la variable TSIHR présente de faibles valeurs, ce qui n'est pas clairement le cas lorsque la variable TMIHR est utilisée (L'intervalle de confiance incluant alors l'axe des abscisses pour de faibles niveaux d'imposition).

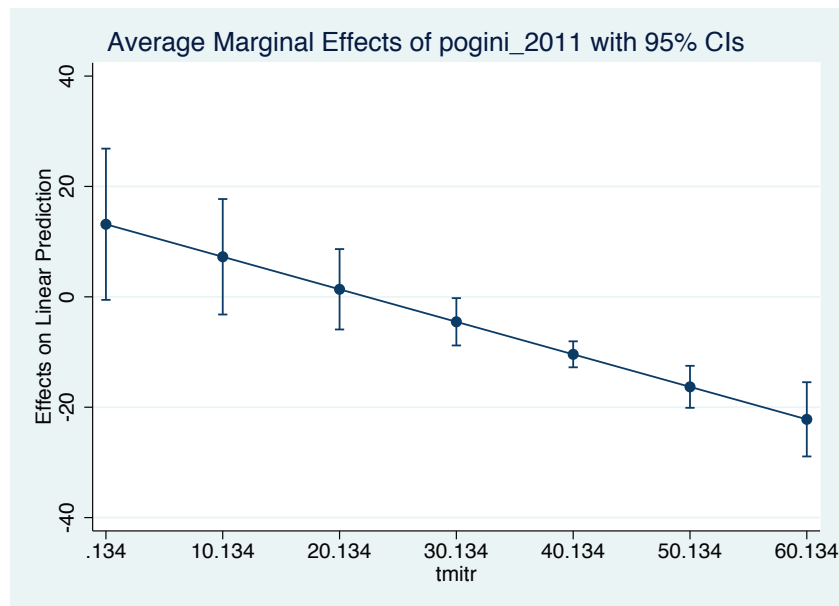
- Un retour sur la Figure 19 permet de comprendre que ces résultats confortent l'hypothèse de Magnani (2000), pour qui un haut niveau d'inégalités économiques, dans un contexte relativement plus démocratique, conduira à un faible niveau relatif de politique environnementale (c'est à dire le contraire de l'hypothèse de Roemer, 1993). En outre, le modèle 4 conforte l'hypothèse de Scruggs (1998), pour lequel les inégalités économiques

auront un impact positif sur les politiques environnementales dans un contexte de fortes inégalités de pouvoir. Ce dernier résultat va ici à l'encontre de l'hypothèse de Boyce (1994).

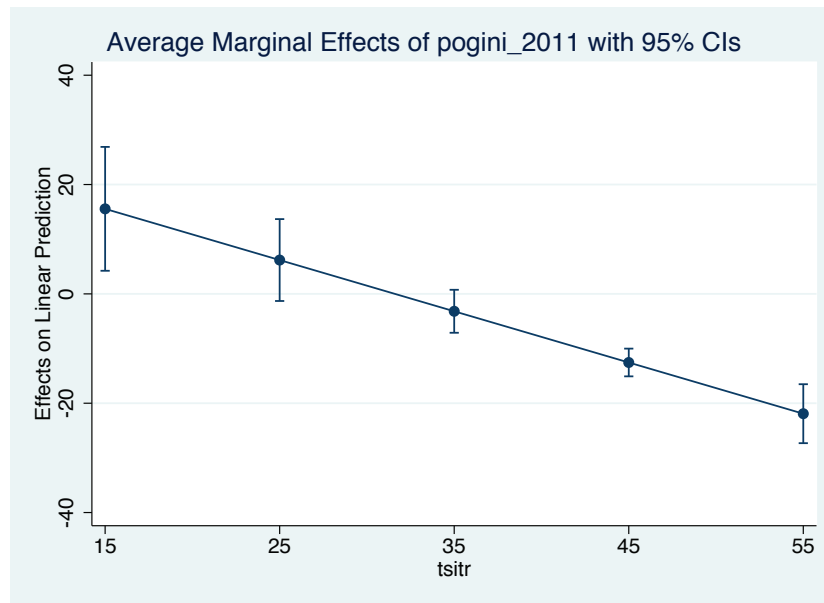
**Tableau 31. Résultats des modèles à effets fixes temporels - SPER**

	1	2	3	4
GINI	-10.94*** (-8.92)	-10.53*** (-8.21)	13.23* (1.89)	29.61*** (3.37)
PIB	0.0585 (1.49)	0.0491 (1.12)	0.0740* (1.92)	0.114** (2.59)
PIB2	-0.000729 (-1.18)	-0.000486 (-0.71)	-0.000896 (-1.48)	-0.00145** (-2.11)
Densité	0.0000947* (1.74)	0.0000681 (1.19)	0.0000845 (1.60)	0.0000679 (1.25)
TMIHR	0.0369*** (6.58)		0.194*** (4.29)	
TSIHR		0.0319*** (4.73)		0.278*** (5.18)
TMIHR*GINI			-0.589*** (-3.50)	
TSIHR*GINI				-0.937*** (-4.62)
Constante	3.651*** (4.98)	3.699*** (4.80)	-3.096 (-1.51)	-7.857*** (-3.01)
N	209	209	209	209
R2 overall	0.240	0.224	0.268	0.254
R2 between	0.352	0.333	0.323	0.378
R2 within	0.490	0.440	0.521	0.496

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001



**Figure 30. Effet marginal de GINI sur SPER (en ordonnée), selon le niveau de TMIHR (en abscisse)**



**Figure 31. Effet marginal de GINI sur SPER (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse)**

**\*\* Part des recettes des taxes environnementales dans le PIB (TAXENV)**

- Seule l'utilisation des variables d'interaction impliquant TMIHR et TSIHR donne ici un résultat significatif, et cela lorsqu'un modèle à effets fixes individuels est utilisé. Notons que les tests de comparaison des modèles indiquent que l'utilisation de ce type de modèle est ici recommandée.

- L'effet d'interaction est ici significatif et fait apparaître que l'influence du Gini sur TAXENV dépend du niveau des variables TSIHR et TMIHR. Les Figures 32 et 33 permettent de comprendre que les inégalités ont un impact négatif sur la variable TAXENV lorsque TSIHR ou TMIHR présentent de faibles valeurs, ce qui est le cas lorsque le niveau d'inégalités de pouvoir est fort. Les Figures montrent également un effet positif des inégalités sur TAXENV lorsque TSIHR et TMIHR présentent de fortes valeurs.

- La Figure 19 permet de comprendre que ces résultats sont inverses aux précédents, et viennent en support de l'hypothèse de Boyce (1994), pour qui un haut niveau d'inégalités économiques, dans un contexte peu démocratique, conduira à un faible niveau relatif de politique environnementale (c'est à dire le contraire de l'hypothèse de Scruggs, 1998). En outre, nos résultats confortent l'hypothèse de Roemer (1993), pour lequel les inégalités économiques auront un impact positif sur les politiques environnementales dans un contexte

de faibles inégalités de pouvoir. Ce dernier résultat va ici à l'encontre de l'hypothèse de Magnani (2000).

**Tableau 32. Résultats des modèles à effets fixes individuels - TAXENV**

	1	2	3	4
GINI	15.47** (2.32)	15.93** (2.38)	-46.31*** (-3.23)	-105.6*** (-6.82)
PIB	-0.0888 (-0.74)	-0.0639 (-0.52)	-0.114 (-1.00)	-0.108 (-1.00)
PIB2	0.000459 (0.32)	0.000275 (0.19)	0.000698 (0.51)	0.000746 (0.59)
Densité	-0.0000398 (-0.09)	-0.0000326 (-0.07)	-0.0000374 (-0.09)	-0.0000304 (-0.08)
Tendance temporelle	-0.0654** (-2.56)	-0.0635** (-2.47)	-0.0722*** (-2.95)	-0.0815*** (-3.61)
TMIHR	0.000541 (0.03)		-0.454*** (-4.71)	
TSIHR		0.0160 (0.71)		-0.812*** (-8.14)
TMIHR*GINI			1.550*** (4.81)	
TSIHR*GINI				2.839*** (8.47)
Constante	135.6*** (2.69)	130.3** (2.57)	167.8*** (3.46)	202.9*** (4.48)
N	272	272	272	272
R2 overall	0.00172	0.00470	0.00411	0.0186
R2 between	0.00599	0.00940	0.00261	0.0179
R2 within	0.0926	0.0945	0.175	0.309

\* p<0.05, \*\* p<0.01, \*\*\* p<0.001

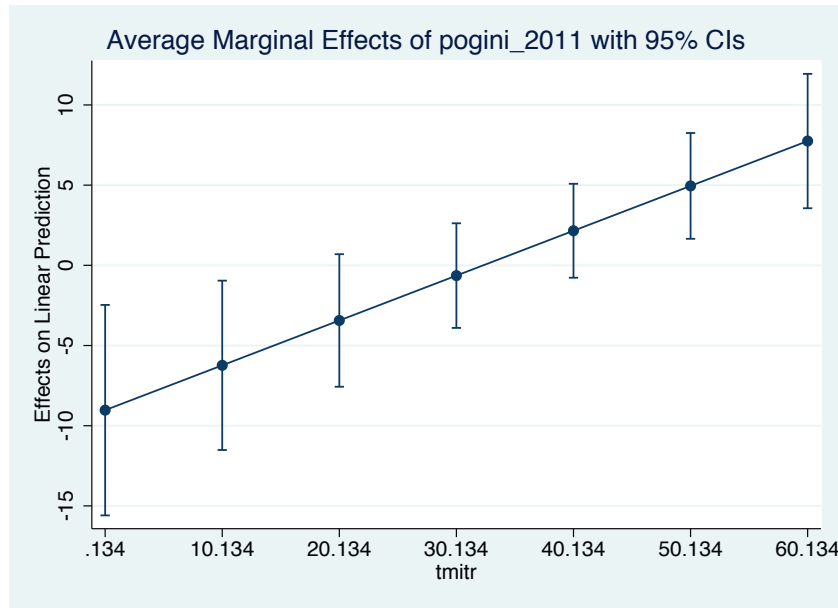


Figure 32. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de TMIHR (en abscisse)

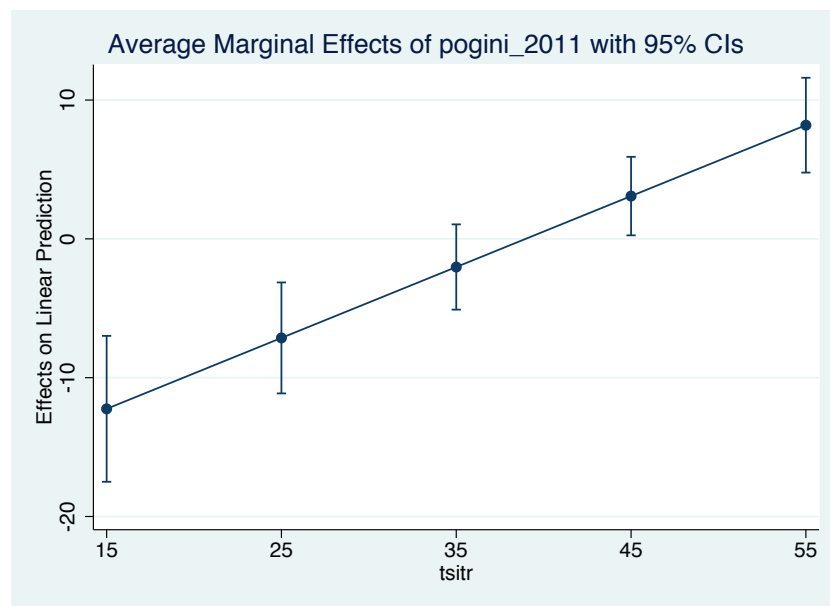


Figure 33. Effet marginal de GINI sur TAXENV (en ordonnée), selon le niveau de TSIHR (en abscisse)

**\*\* Synthèse des résultats obtenus concernant l'effet des inégalités selon le degré d'inégalités de pouvoir**

- Les résultats de l'analyse précédente sont synthétisés aux lignes 4 à 6 du Tableau 10 au chapitre 3. Nos analyses laissent ici apparaître des résultats contradictoires. **Ils dévoilent une influence négative des inégalités sur la sévérité des politiques environnementales et le niveau des instruments règlementaires, dans les contextes de faibles inégalités de**

**pouvoir** (quand des modèles à effets fixes temporels sont considérés). Ces conclusions viennent en soutien de l'analyse de Magnani (2000). Les résultats concernant spécifiquement les instruments réglementaires, et lorsque la variable TSIHR est utilisée, viennent également en support de l'hypothèse de Scruggs (1998), **pour lequel les inégalités économiques auront un impact positif sur les politiques environnementales dans un contexte de fortes inégalités de pouvoir.**

- Les résultats concernant les recettes de la fiscalité environnementale sont inverses aux précédents. Ainsi, les modèles à effets fixes individuels montrent que **l'impact des inégalités économiques est positif dans les contextes de faibles inégalités de pouvoir (Roemer, 1993), et négatif dans les contextes de fortes inégalités de pouvoir (Boyce, 1994).**





## **Annexe E - Liste des abréviations : modèles économétriques et variables (chapitre 3)**

AIRPRO : surface des AIREs PROtégées

GINI : Indice de GINI

ME : Modèle Empilé

MEAI : Modèle à Effets Aléatoires Individuels

MEAT : Modèle à Effets Aléatoires Temporels

MEFI : Modèle à Effets Fixes Individuels

MEFT : Modèle à Effets Fixes Temporels

PCROENV : Préférences relatives des catégories supérieures - arbitrage  
CROissance/ENVironnement

PIB : Produit Intérieur Brut par habitant

PTAXENV : Préférences relatives des catégories supérieures - TAXes ENVironnementales

RDPEENV : Recherche et Développement Public en matière d'ENVironnement

SPE : Sévérité des Politiques Environnementales

SPEE : Sévérité des Politiques Environnementales – instruments Economiques

SPER : Sévérité des Politiques Environnementales – instruments Règlementaires

TAXENV : niveau des TAXes ENVironnementales

TMIHR : Taux Marginal d'Imposition sur les Hauts Revenus

TSIHR : Taux Statutaire d'Imposition sur les Hauts Revenus

VCROENV : niveau national des Valeurs environnementales – arbitrage  
CROissance/ENVironnement

VTAXENV : niveau national des Valeurs environnementales – TAXes ENVironnementales



## **Annexe F - Codes pays**

Code Pays	Pays
AUS	Australie
AUT	Autriche
BEL	Belgique
CAN	Canada
CHL	Chili
CZE	République tchèque
DEN	Danemark
EST	Estonie
FIN	Finlande
FRA	France
GER	Allemagne
GRE	Grèce
HUN	Hongrie
ISL	Islande
IRL	Irlande
ISR	Israël
ITA	Italie
JPN	Japon
KOR	Corée
LUX	Luxembourg
MEX	Mexique
NTL	Pays-Bas
NZL	Nouvelle-Zélande
NOR	Norvège
POL	Pologne
PRT	Portugal
SLK	Slovaquie
SLN	Slovénie
SPA	Espagne
SWE	Suède
CHE	Suisse
TUR	Turquie
UK	Royaume-Uni
USA	Etats-Unis



# **Table des matières**



<b>Introduction générale</b> .....	<b>11</b>
<b>Chapitre 1 : Approche régulationniste de la coévolution entre environnement et mode de production capitaliste</b> .....	<b>23</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>25</b>
<b>1 Les rapports à l'environnement et la coévolution environnement-société</b> .....	<b>26</b>
<b>1.1 Environnement et rapports à l'environnement</b> .....	<b>26</b>
1.1.1 Le concept d'environnement .....	26
1.1.2 Une imbrication des rapports à l'environnement.....	30
<b>1.2 Rapport à l'environnement du mode de production capitaliste</b> .....	<b>32</b>
1.2.1 L'analyse marxienne du rapport à la nature du capitalisme.....	32
1.2.2 L'analyse du rapport à la nature du capitalisme dans la littérature éco-marxiste....	35
1.2.3 L'hypothèse de la Courbe Environnementale de Kuznets.....	38
<b>1.3 Le rapport à l'environnement des formes historiques de capitalisme</b> .....	<b>39</b>
1.3.1 « Périodiser » le rapport à l'environnement au regard des modes de développement .....	40
1.3.1.1 Lipietz et l'histoire des crises écologiques .....	40
1.3.1.2 Zuindeau : le rapport économique à l'environnement comme conséquence du régime d'accumulation et du mode de régulation.....	45
1.3.2 Conceptualiser le rapport entre environnement et société comme forme institutionnelle.....	51
1.3.2.1 Becker et Raza : La contrainte écologique comme sixième forme institutionnelle .....	51
1.3.2.2 Rousseau : le rapport à l'environnement comme forme institutionnelle .....	53
1.3.3 Les apports des travaux régulationnistes quant au statut conceptuel du rapport à l'environnement .....	60
<b>2 Analyse historique de la coévolution entre les modes de développement et l'environnement</b> .....	<b>65</b>
<b>2.1 Effet des modes de développement sur l'environnement</b> .....	<b>66</b>
2.1.1 Les conséquences environnementales des premiers stades du capitalisme (1850-1950) .....	67
2.1.1.1 Caractéristiques principales des premières formes de capitalisme.....	67
2.1.1.2 Conséquences environnementales.....	68
2.1.2 « La grande accélération » des pressions environnementales à partir du Fordisme72	
2.1.2.1 Caractéristiques principales des formes de capitalisme de la deuxième moitié du XXème siècle.....	72
2.1.2.2 Conséquences environnementales.....	74
<b>2.2 Le rôle du rapport à l'environnement dans le processus d'accumulation</b> .....	<b>81</b>
2.2.1 L'énergie comme soutien au développement pendant les premières phases du capitalisme .....	82
2.2.2 Energie et Fordisme.....	83
2.2.3 Chocs pétroliers et crises économiques.....	84

2.2.4	Différents mécanismes explicatifs de l'effet des variations de prix du pétrole sur le niveau de production .....	86
2.2.5	Précisions sur l'explication par l'offre .....	86
2.2.6	Le rapport à l'énergie comme déterminant du rapport salarial.....	88
<b>2.3</b>	<b>Les Dispositifs Institutionnels Environnementaux : rôle dans la dynamique du capitalisme et statut conceptuel dans la théorie de la régulation .....</b>	<b>89</b>
2.3.1	Les Dispositifs institutionnels environnementaux.....	89
2.3.2	Les dispositifs institutionnels d'approvisionnement en ressources naturelles comme déterminants du mode de développement.....	91
2.3.2.1	Une mise en ressource de la nature .....	91
2.3.2.2	Les dispositifs institutionnels d'approvisionnement en pétrole .....	92
2.3.2.3	Les dispositifs de stabilisation des marchés agricoles .....	95
2.3.3	Des dispositifs institutionnels de préservation des services écosystémiques de régulation dépendants des formes historiques de capitalismes ? .....	97
	<b>Conclusion .....</b>	<b>100</b>
	<b>Chapitre 2 : Le rôle de la diversité synchronique des capitalismes dans l'adoption des institutions environnementales .....</b>	<b>103</b>
	<b>Introduction.....</b>	<b>105</b>
<b>1</b>	<b>Diversité des Capitalismes et dynamique des institutions environnementales .....</b>	<b>111</b>
<b>1.1</b>	<b>Les analyses comparatives du capitalisme .....</b>	<b>112</b>
1.1.1	La nature de la diversité des capitalismes .....	113
1.1.2	Les causes de la diversité des capitalismes .....	117
1.1.3	Les interactions institutionnelles.....	118
<b>1.2</b>	<b>L'intégration des enjeux environnementaux dans le cadre de la Diversité des Capitalismes .....</b>	<b>121</b>
1.2.1	Vue d'ensemble du cadre d'analyse .....	122
1.2.2	Les déterminants politiques des DIE.....	124
1.2.2.1	Le développement et la forme des DIE dépendent des rapports sociaux.....	124
1.2.2.2	Les DIE dépendent des systèmes politiques .....	127
1.2.3	Les liens de hiérarchie institutionnelle possibles impliquant une différenciation des DIE selon les modèles de capitalismes .....	129
1.2.3.1	Inégalités économiques et DIE.....	130
1.2.3.2	Forme de la concurrence, du système financier et DIE.....	132
1.2.4	Synthèse des mécanismes susceptibles d'impliquer une correspondance entre les modèle de capitalismes et les DIE.....	134
<b>2</b>	<b>Analyse statistique des relations entre diversité des capitalismes et institutions environnementales .....</b>	<b>137</b>
<b>2.1</b>	<b>Données et éléments de méthode .....</b>	<b>137</b>



2.1.1	Choix des variables indicatrices des DIE .....	137
2.1.2	Méthode.....	141
<b>2.2</b>	<b>Résultats de l'analyse des correspondances multiples .....</b>	<b>141</b>
<b>2.3</b>	<b>Les résultats de la classification ascendante hiérarchique.....</b>	<b>145</b>
<b>2.4</b>	<b>Rapprochement des modèles de DIE avec la typologie des « cinq capitalismes » .....</b>	<b>149</b>
<b>2.5</b>	<b>Les facteurs politiques et les hiérarchies institutionnelles comme facteurs explicatifs de la diversité des DIE ?.....</b>	<b>150</b>
	<b>Conclusion.....</b>	<b>153</b>
	<b>Chapitre 3 : L'influence des inégalités économiques sur la protection de l'environnement .....</b>	<b>155</b>
	<b>Introduction.....</b>	<b>157</b>
<b>1</b>	<b>L'analyse théorique des conséquences environnementales des inégalités économiques .....</b>	<b>161</b>
<b>1.1</b>	<b>Des inégalités aux pressions environnementales : structuration d'un champ théorique .....</b>	<b>162</b>
1.1.1	L'effet de la distribution des revenus sur les pressions environnementales liées aux comportements économiques des ménages .....	162
1.1.1.1	Approches individualistes méthodologiques : les pressions environnementales agrégées des comportements économiques individuels .....	162
1.1.1.2	Apport des approches holistes : le rôle des normes sociales de consommation .....	168
1.1.2	Inégalités et détermination de la politique environnementale .....	169
1.1.2.1	La protection de l'environnement coïncide-t-elle avec les intérêts d'un groupe social particulier ?.....	170
1.1.2.2	Quelles catégories sociales portent une demande politique pour la qualité environnementale ?.....	170
1.1.2.3	Comment se résout le conflit politique et ainsi quel niveau de politique environnementale est adopté ? .....	172
1.1.3	Vue d'ensemble de la structure théorique.....	174
<b>1.2</b>	<b>Les travaux empiriques permettent-ils de discriminer les mécanismes théoriques ? .....</b>	<b>176</b>
1.2.1	Synthèse des études empiriques .....	176
1.2.2	Apports et limites des régularités statistiques pour identifier les mécanismes théoriques .....	179
1.2.3	Test direct des mécanismes théoriques : quelles possibilités ?.....	181
<b>1.3</b>	<b>Synthèse de la première section et formulation des hypothèses à tester .....</b>	<b>183</b>
<b>2</b>	<b>L'effet des inégalités sur l'adoption de politiques de protection de l'environnement : une analyse économétrique sur les pays de l'OCDE .....</b>	<b>184</b>

<b>2.1</b>	<b>Les hypothèses.....</b>	<b>185</b>
<b>2.2</b>	<b>Eléments de méthode.....</b>	<b>189</b>
2.2.1	Démarche.....	189
2.2.2	Modèles économétriques utilisés.....	191
<b>2.3</b>	<b>Indicateurs et données utilisées.....</b>	<b>197</b>
<b>2.4</b>	<b>Présentation des résultats de l'analyse économétrique .....</b>	<b>204</b>
2.4.1	Synthèse des résultats par question théorique.....	204
2.4.2	Articulation des résultats par variable dépendante .....	211
	<b>Conclusion.....</b>	<b>215</b>
	<b>Conclusion générale .....</b>	<b>217</b>
	<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>227</b>
	<b>Liste des Figures .....</b>	<b>249</b>
	<b>Liste des Tableaux.....</b>	<b>251</b>
	<b>Annexes.....</b>	<b>253</b>
	<b>Annexe A - Tableau des données brutes (chapitre 2).....</b>	<b>255</b>
	<b>Annexe B - Caractéristiques des classes (chapitre 2).....</b>	<b>257</b>
	<b>Annexe C - Création d'une variable de préférence environnementale relative des catégories aisées : corrélation entre revenu relatif individuel et demande de politique de protection de l'environnement (chapitre 3).....</b>	<b>262</b>
	C.1 Une corrélation globale positive entre revenu individuel et demande de politique environnementale.....	263
	C.2 La corrélation entre revenu individuel et demande de politique environnementale dépend des contextes spatio-temporels .....	264
	<b>Annexe D - Analyses économétriques : résultats détaillés (chapitre 3) .....</b>	<b>267</b>
	D.1 L'effet des inégalités sur l'adoption de politique environnementale : les modèles de base .....	267
	D.2 Effet des inégalités selon la demande de politique environnementale relative des catégories aisées.....	279
	D.3 Effet des inégalités selon le degré d'inégalités de pouvoir .....	287
	<b>Annexe E - Liste des abréviations : modèles économétriques et variables (chapitre 3) .....</b>	<b>296</b>
	<b>Annexe F - Codes pays .....</b>	<b>298</b>
	<b>Table des matières.....</b>	<b>300</b>